



UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN Y ANÁLISIS ALIMENTARIOS

LABORATORIO DE PARASITOLOGÍA

**Ecología del lobo (*Canis lupus*),
del poni salvaje (*Equus ferus atlanticus*) y del
ganado vacuno semiextensivo (*Bos taurus*) en
Galicia: interacciones depredador - presa**

Tesis doctoral

Memoria presentada para optar al Grado de Doctor por:

Laura Lagos Abarzuza

Ingeniera de Montes

Santiago de Compostela, enero de 2013



Nota: Todas las fotografías que figuran en la presente memoria de tesis, cuya autoría corresponda a Felipe Bárcena, han sido cedidas exclusivamente para la presente edición de esta memoria, sin que puedan ser utilizadas con otro fin distinto, sin la autorización expresa del mencionado autor.

Don **Manuel Luis Sanmartín Durán**, Catedrático Emérito de Parasitología del Departamento de Microbiología y Parasitología de la Universidad de Santiago de Compostela,

Certifica: Que la presente Tesis Doctoral titulada “Ecología del lobo (*Canis lupus*), del poni salvaje (*Equus ferus atlanticus*) y del ganado vacuno semiextensivo (*Bos taurus*) en Galicia: interacciones depredador – presa” que presenta Doña Laura Lagos Abarzuza para optar al grado de Doctor por la Universidad de Santiago de Compostela, ha sido realizada en el Laboratorio de Parasitología del Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios, con la colaboración científica de Don Felipe Bárcena Varela de Limia, y bajo mi dirección, y que, considerándola concluida, autorizo su presentación a fin de que pueda ser juzgada por el Tribunal correspondiente.

En Santiago de Compostela, enero de 2013.

Fdo. Manuel Luis Sanmartín Durán

Doctoranda
Fdo. Laura Lagos Abarzuza



FINANCIACIÓN

BECAS

Beca de tercer ciclo (nueva adjudicación) de la Consellería de Educación e Ordenación Universitaria, Xunta de Galicia. 2002-2003.

Beca de tercer ciclo (prórroga). Consellería de Innovación, Industria e Comercio, Xunta de Galicia. 2003-2004.

Beca predoctoral de la Universidad de Santiago de Compostela en el Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios. 2005-2007.

PROYECTOS

Inventario y valoración de las poblaciones de vertebrados en la Escombrera Exterior de la empresa ENDESA Generación S.A. en As Pontes de García Rodríguez, La Coruña. Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios. Convenio FEUGA, Universidad de Santiago de Compostela - Endesa Generación S.A. Del 31/12/2003 al 31/12/2004.

Catálogo de las especies de vertebrados en la Escombrera Exterior de la mina de ENDESA en As Pontes de García Rodríguez, La Coruña. Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios. Convenio Universidad de Santiago de Compostela - Endesa Generación S.A. Del 01/01/2005 al 20/12/2005.

Seguimiento de las poblaciones de vertebrados de la Escombrera Exterior de la mina de ENDESA en As Pontes de García Rodríguez. Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios. Convenio Universidad de Santiago de Compostela - Endesa Generación S.A. Años 2006 y 2007.

Seguimiento durante 2007 da depredación por lobo (*Canis lupus*) sobre unha poboación de cabalos de monte (*Equus caballus*) na Dorsal Galega. Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios, Universidad de Santiago de Compostela. Para la Dirección Xeral de Conservación da Natureza, Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Xunta de Galicia. Año 2007.



Parte de los resultados que aparecen en la presente Memoria de Tesis Doctoral han sido presentados en los siguientes artículos, comunicaciones en congresos e informes:

ARTÍCULOS

Cluever, B., Lagos, L., Breck, S., Howery, L., Sanmartín, M.L., Bergman, D., Bárcena, F. 2012. Integrity and Retention of Ear-tag Radio Transmitters in Domestic Cattle and Feral Horses. *Wildlife Society Bulletin* 36(1):189-193.

Yravedra, J., Lagos, L. y Bárcena, F. 2011. A Taphonomic Study of Wild Wolf (*Canis lupus*) Modification of Horse Bones in Northwestern Spain. *Journal of Taphonomy* 9 (1): 37-65.

Lagos, L. y Bárcena, F. 2010. Valoración de los radiotransmisores sobre crotal en el seguimiento de ponis salvajes. *Galemys* 22 (NE): 95-114.

PRESENTACIONES EN CONGRESOS

Lagos, L. y Bárcena, F. 2012. Foal Survival and Wolf Predation in a Population of Galician Wild Ponies (*Equus ferus* sp.). *International Wild Equid Conference*. Viena, 18-22 de septiembre.

Lagos, L. y Bárcena, F. 2012. Measuring the Social Structure of a Population of Galician Wild Ponies (*Equus ferus* sp.). *International Wild Equid Conference*. Viena, 18-22 de septiembre.

Lagos, L. y Bárcena, F. 2009. Valoración de los radiotransmisores sobre crotal en el seguimiento de ungulados silvestres. Comunicación oral, *V Congreso Mundial de Ungulados de Montaña*. Granada, 10-14 de noviembre.

Lagos, L. y Bárcena, F. 2008. Fenología reproductora del caballo de monte (*Equus caballus*) en la Dorsal Gallega: diferencias entre dos poblaciones próximas. Comunicación oral, *Congreso Internacional de Valorización Integral do Monte*. Santiago de Compostela, 19-22 de noviembre.

Bárcena, F. y Lagos, L. El futuro del lobo (*Canis lupus*) en una Galicia cambiante: un ejemplo del impacto causado por la reciente transformación del agro gallego. Comunicación oral, *Congreso Internacional de Valorización Integral do Monte*. Santiago de Compostela, 19-22 de noviembre.

Lagos, L., Bárcena, F. y Hermida, R. X. 2005. Diferencias en el consumo de especies silvestres entre seis manadas de lobo. Poster, *II Congresso Luso-Espanhol sobre o Lobo Ibérico*. Castelo Branco, Portugal, 10-13 de noviembre.

Bárcena, F., Lagos, L. y Hermida, R. X. 2005. La pequeña crónica de una manada de lobos. Poster, *II Congresso Luso-Espanhol sobre o Lobo Ibérico*. Castelo Branco, Portugal, 10-13 de noviembre.

Bárcena, F., Lagos, L. y Hermida, R. X. 2005. Descenso de la población gallega de lobo: causas y proceso. Comunicación oral, *II Congresso Luso-Espanhol sobre o Lobo Ibérico*. Castelo Branco, Portugal, 10-13 de noviembre.

Lagos L. y Bárcena, F. 2004. Aplicación de un SIG para el estudio de selección de hábitat por lobo. Una propuesta metodológica. Poster, *VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos*. Ciudad Real, 5-8 de diciembre.

Lagos L. y Bárcena, F. 2003. Wolf conservation and damage on livestock in the northwest of Spain. Poster, *World Wolf Congress 2003*. Banff, Alberta, Canada, 25-28 de septiembre.

Lagos, L., Sanmartín, M. L. y Bárcena, F. 2003. Interrelaciones entre el lobo y la ganadería en Galicia. Poster, *Exposición Amigo Lobo. Museo Nacional de Ciencias Naturales*.

INFORMES

Bárcena, F., Lagos, L. y Sanmartín M. L. 2008. *Seguimento durante 2007 da depredación por lobo (Canis lupus) sobre unha poboación de cabalos de monte (Equus caballus) na Dorsal Galega*. Informe inédito para la Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, 77 pp.

Lagos, L. 2004. *Dieta de invierno del lobo (Canis lupus L. 1758)*. Departamento de Parasitología y Microbiología, Universidad de Santiago de Compostela. Trabajo de investigación presentado para la obtención el Diploma de Estudios Avanzados. Santiago de Compostela, 46 pp.

AGRADECIMIENTOS

Hay mucha gente a la que le quiero agradecer que en estos años de tesis me haya facilitado el trabajo, apoyado, animado y ayudado a verla concluida. También le estoy agradecida a esa otra gente, los ponis salvajes de Galicia, que me deleitaron con escenas emocionantes de amistad, amor, valentía y cuidado de sus potros. Así como a los lobos que se dejaron ver en estos años, infundiéndome entusiasmo y confianza en mi trabajo.

He realizado esta tesis gracias a la guía y colaboración de mi profesor y amigo Felipe Bárcena. Le agradezco su gran vocación por la naturaleza, su espíritu incansable, su enorme dedicación a este trabajo y todos los conocimientos sobre zoología que me ha transmitido. Fue él quien me sugirió la idea de hacer la tesis sobre los lobos y ha participado en ella desde el principio hasta el final: en el trabajo de campo y en la minuciosa revisión de este documento. Con él compartí muchos días de campo durante 6 años, la emoción al ver o fotografiar lobos y esas bonitas escenas con las que nos deleitaron los ponis. Felipe es un verdadero maestro de zoología: mamíferos, aves, anfibios, nada se le resiste... Es excepcional su capacidad para organizar el trabajo de campo de la manera óptima y lo más importante... su habilidad para encontrar los mejores lugares para comer en el monte, sin pasar frío a menos cero grados, ni calor a cuarenta. Al final consiguió que aprendiera a reconocer a las aves por su canto y casi casi que renegara de mis orígenes forestales.

Manuel Sanmartín fue mi director de tesis y mi contacto en la Universidad de Santiago. Me facilitó siempre las gestiones, y puso un gran empeño en que el trabajo fuera fácil y esta tesis se pudiera ver concluida. Le estoy muy agradecida por la visión práctica y sensata que ha aportado en numerosas ocasiones.

Creo que Fernando Palacios tuvo mucho que ver en que los lobos se cruzaran en mi camino y al final me dedicara a perseguirlos. Fernando contagia de entusiasmo por la conservación. También fue un gran apoyo para el trabajo, proporcionándonos material y asistencia en muchos momentos.

Esta tesis ha sido también la oportunidad de conocer a una gente estupenda y un mundo nuevo para mí. Por medio de ella y guiada por Felipe entre en el mundo del campo, de los montes y bosques, de *besteiros* y ganaderos, que no era el mío, pero al que creo que me he enganchado y en el que me gustaría poder seguir trabajando por mucho tiempo.

A nuestros amigos de A Penablanca, que nos aceptaron tal y como somos... con nuestra absurda simpatía por los lobos. Siempre nos abrieron sus puertas y con ellos compartimos divertidas y succulentas cenas en su cocina al calor del fuego y de su amistad. Abelardo nos contó historias inolvidables de sus andanzas por la Dorsal Gallega, sobre esa mula que se sabía el camino de vuelta a casa e incluso abría verjas, los lobos que se le aparecían en el camino... Con ellas sin duda se podría hacer una película. Maruja y Mariví siempre nos acogieron con cariño en su casa. Especialmente a Antonio Barral que tanto se interesó por nuestro trabajo y nos ayudó, presentándonos a los *besteiros* y proporcionándonos valiosísima información sobre los lobos. Todos ellos nos regalaron momentos que se han quedado grabados en mi alma.

Luis García fue un inestimable colaborador en el campo, nos permitió instalar la estación fija de recepción de radio en su casa, más bien la instaló él mismo, y diariamente revisaba las señales de radio de los potros. Resultó que se le daba muy bien el trabajo de “técnico de radio”, sin su ayuda no hubiéramos podido realizar el trabajo. Pasamos muy buenos ratos en Vilamor, con él y con sus padres Otilia y Tomás.

Los *besteiros* del Campelo, representados por Ángel de Monteagudo, Antonio Abad y Emilio se mostraron abiertos a nuestra propuesta para estudiar sus ponis y siempre colaboraron proporcionándonos información sobre los mismos. A Ángel de Monteagudo le debemos el haber hecho posible hacer un trato con los *besteiros* del Campelo. También nos informó numerosas veces de potros heridos o muertos y, junto a su hijo Iván, organizó y participó en los curros para capturar a los ponis. Su mujer Mari Carmen siempre nos acogió de corazón en su casa. A Antonio Abad (de Anuqueira) y su familia, su colaboración e interés en nuestro trabajo. Nos ha servido de gran ayuda la gran pericia como jinetes de Antonio padre, Antonio hijo y Toñito reuniendo a los ponis, así como la soltura de Antonio padre manejándolos en la manga de captura y su inestimable colaboración para marcar los potros con radiotransmisores. La primera vez que vi a Emilio, montaba con gran señorío un caballo castaño, llevaba su perpetua boina, un abrigo, una manta de cuadros sobre el regazo y un bastón en la mano; recorría el Campelo buscando terneros porque había que recogerlos para “ponerles la chapa”. En ese momento pensé que había entrado en otro mundo, quizás en el pasado. Después de esto pasaron varios años hasta que comenzamos a tratar con él para estudiar los ponis. Emilio siempre estuvo dispuesto a colaborar, decía: “se é para que a rapaza termine o traballo...”, participó con gran ánimo en los curros y nos alegró con sus historias sobre lobos y bestas.

Le agradezco a la empresa Aserpal SA (grupo Losán) habernos permitido estudiar los ponis en su finca A Uceira, especialmente a su presidente Emilio López y a su director de I+D Sergio Bernáldez. También a Manuel Casal y a Luis por habernos facilitado el acceso a la finca.

Todos los propietarios de las explotaciones que visitamos en Sobrado dos Monxes, Friol, Guitiriz y Curtis nos atendieron cordialmente, pero especialmente la gran disposición de Ramón Varela, Antonio Saavedra y Jesús de Rebordiños nos resultó de gran ayuda.

A Francisco Aréchaga, director de la mina de ENDESA en As Pontes de García Rodríguez, y a Aníbal Gil, jefe de restauración, les agradezco el haber confiado en nosotros para la realización diversos proyectos de seguimiento de la fauna en la Escombrera de la Mina. Estos trabajos supusieron una indispensable fuente de financiación en los años en los que me faltaron becas. Gracias también a Necho y a Marisol, de Endesa, por su colaboración y simpatía.

Agradezco a Rogelio Fernández y a la Dirección Xeral de Conservación da Natureza la financiación proporcionada para la realización de parte del trabajo durante 2007.

En tantos días de trabajo de campo nos recorrimos muchas casas rurales y pensiones. En todas ellas nos trataron muy bien, se interesaron por nuestro trabajo y nos proporcionaron información sobre los lobos, además de unas deseadas cenas después de largas jornadas de campo. Especialmente a María José y Pepita de Somede; Concha de Castrelo do Val; Rocío, Pili, Anuncia y Juan de A Pena Grande; Celia y Avelina de Rebordiños y María Jesús del Mesón.

A todos aquellos que nos acompañaron en alguna ocasión a los muestreos: Roberto Hermida, Fernando Palacios, Montse Soria, Ana Rodríguez, Sergio Frade, Alberto Lagos, Jenny Franklin, Paula Graña, Loreto Pintado y Manolo Sanmartín.

A John Oakleaf (Fish and Wildlife Services, USA) por su ayuda para elegir el equipo de radioseguimiento. También, a él, a Stewart Breck (National Wildlife Research Center, Colorado) y Bryan Kluever (Utah State University), por compartir sus experiencias con los radiotransmisores sobre crotal. Hal Whitehead (Dalhousie University, Canada) me ayudó vía email con varias dudas sobre el análisis de la estructura social de los ponis salvajes.

A Víctor del Campo, epidemiólogo del Hospital Meixueiro de Vigo le agradezco su ayuda con los análisis estadísticos y su buena disposición para ayudarme siempre. A Mari Carmen Iglesias, profesora catedrática de estadística en la Escuela de Forestales (Universidad de Vigo) le agradezco el tiempo que le he robado con consultas y la simpatía con la que siempre me

atendió. Adolfo Figueras, del Departamento de Psiquiatría, Radiología y Salud Pública, su ayuda con los análisis estadísticos iniciales.

Fernando López, de la Consellería do Medio Rural me facilitó datos sobre censos ganaderos. Los veterinarios Juan Díez, Almudena Lage (COREN) y Mónica Fernández me facilitaron información sobre épocas de mortalidad en granjas de pollos y conejos.

Esta tesis también me ha permitido disfrutar de la amistad de varios colegas, cuyo trabajo admiro. Roberto Hermida ha sido mi compañero de tesis, él con cráneos y pieles, yo con excrementos y presas, coincidimos trabajando con Felipe varios años. Con él he compartido muchos muestreos, interesantes conversaciones sobre lobos, planes y también momentos de desesperación. En los últimos años José Yravedra me ha introducido en el mundo de la zooarqueología, me ha aconsejado y animado en muchas ocasiones.

Anabel me ofreció su simpatía desde mi primer día en el laboratorio y no tardamos en convertirnos en muy buenas amigas. Gracias a ella el laboratorio se convirtió en un lugar muy agradable donde trabajar, a pesar de que la tarea de lavar e identificar pelos procedentes de los excrementos fuera dura e interminable. Con ella y su gente: Juan, Lorena y Xoán pasé muy buenos ratos en Santiago. Por supuesto a las amigas que han escuchado mis dilemas durante horas y horas y me han ayudado a trazar planes de lo más objetivos y sensatos, que nunca se cumplieran. Creo que en esto Judith, y Montse se llevan la palma. Recientemente, mi compañera del grupo AF4, Jaci, me ha ayudado, entre otras cosas, a diseñar la portada.

Gracias a mis padres Margarita y Alfredo, y a mis hermanos Carolina, Alfredo, Margarita y Alberto, quienes sospecho que en algún momento de mi infancia me inculcaron ciertos valores, un gran afán de superación y siempre confiaron en mí. También a mis sobrinos Fernando, Candela, Enrique, Valeria y Pablo, que han crecido al tiempo que crecía esta tesis, y me han arrancado del ordenador muchas tardes para divertirme un rato. Toda mi familia: padres, hermanos, cuñados, sobrinos, primos... forman una manada entrañable e imprescindible de la que no quisiera dispersarme nunca.

A mi marido Sergio, que pacientemente dejó volar mi imaginación entre lobos y ponis y fue en estos años un incondicional apoyo, entendiendo siempre lo importante que era este trabajo para mí. Le agradezco y siento todo el tiempo que esta tesis le ha robado del que podíamos pasar juntos, las hectáreas de ropa que ha planchado por mí y la infinita paciencia con la que lo ha llevado.

A mi familia y a Sergio

“¿Es duro el invierno,
y es horrible el hambre! En el bosque helado
no hallé qué comer; y busqué el ganado,
y en veces... comí ganado y pastor.
¿La sangre? Yo vi más de un cazador
sobre su caballo, llevando el azor
al puño; o correr tras el jabalí,
el oso o el ciervo; y a más de uno vi
mancharse de sangre, herir, torturar,
de las roncadas trompas al sordo clamor,
a los animales de Nuestro Señor.
¡Y no era por hambre, que iban a cazar!”

Rubén Darío (1910) *Los motivos del lobo*.

“En Galicia, se encuentran abandonados en medio de las montañas mas ásperas multitud de estos animales, que se reproducen sin mas auxilios que los de las breñas entre que habitan y el cuidado de los fuertes machos que defienden las yeguas de los ataques de las fieras.”

Víctor López Seoane (1861) *Fáuna Mastológica de Galicia*.



LISTA DE ABREVIATURAS

A continuación se recoge el significado de varias abreviaturas y acrónimos usados, junto con la indicación de la página en la que se describen o citan por primera vez.

Abreviatura	Significado	Página
ACP	Análisis de Componentes Principales	128
AFC	Análisis Factorial de Correspondencias	128
AND	Monte de Androcira	56
Brachy	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	180
Cart-tend	Cartílagos y tendones	180
CDG	Centro de la Dorsal Gallega	43
C _{MH}	Índice de similitud de Morisita-Horn	123
CPL	Monte Campelo	55
CV	Coefficiente de variación	146
D	Índice de dominancia de Simpson D	122
D _i	Índice de Ivlev	132
DNPMP	Distancia al núcleo de población más próximo	151
<i>E.E. Fisher</i>	Estadístico Exacto de Fisher	164
F _a	Frecuencia de aparición	121
Fh	Fragmentos de hueso	180
G	Estadístico de la prueba G de bondad de ajuste	121
GPS	Global Positioning System	84
H'	Índice de diversidad de Shannon	121
<i>I. éxito</i>	Índice de éxito	142
<i>I. partos</i>	Índice de partos	142
<i>I. sup</i>	Índice de supervivencia	142
<i>Ia</i>	Índice kilométrico de abundancia	130
<i>Ia_A</i>	Índice de abundancia anual	130
<i>Ia_M</i>	Índice de abundancia en cada muestreo	130
<i>Ia_S</i>	Índice de abundancia por sector	130
IGE	Instituto Galego de Estatística	49
IGN	Instituto Geográfico Nacional	62
IKA	Índice kilométrico de abundancia	151
INE	Instituto Nacional de Estadística	32
IUCN	International Union for Conservation of Nature	10
<i>K-W H</i>	Estadístico H de Kruskal-Wallis	185
<i>Log-Rank</i>	Estadístico Log-Rank	139
LAR	Tasa de Asociación por Lapsos o Lagged Association Rate	146

Abreviatura	Significado	Página
Mi	Materia indiferenciada	180
Mv	Materia vegetal	180
<i>M-W U</i>	Estadístico U de Mann-Whitney	183
NPMP	Núcleo de población más próximo.	153
P10	Percentil 10	136
P90	Percentil 90	136
Pez	Pezuñas	180
<i>PMV</i>	Porcentaje medio de volumen	127
PNOA	Plan Nacional de Ortofotografía Aérea	62
Q1	Primer cuartil	223
Q3-Q1	Rango intercuartílico	136
Q3	Tercer cuartil	223
QAIC	Criterio de información quasi-Akaike	146
R^2	Coeficiente de regresión	196
r_s	Coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman	124
SEM	Microscopio Electrónico de Barrido	115
SIG	Sistema de Información Geográfica	149
SIOSE	Sistema de Información y Ocupación del Suelo de España	149
SMC	Sur Macizos Centrales	43
<i>SRI M</i>	Índice de asociación con el macho	145
<i>SRI max*TTG</i>	Sociabilidad	145
<i>SRI máximo</i>	Índice de asociación máximo	144
<i>SRI medio</i>	Índice asociación medio	144
<i>SRI</i>	Índice de asociación Simple Ratio Index	144
Sup. K-M	Supervivencia de Kaplan-Meier	217
<i>Tarone-Ware</i>	Estadístico de Tarone-Ware	139
Tm_1	Tasa de mortalidad 1	137
Tm_2	Tasa de mortalidad 2	137
TMS	Tiempo medio de supervivencia	232
<i>TTG</i>	Tamaño típico del grupo	145
UTM	Universal Transverse Mercator	43
UZ	Monte de A Uceira	56
VDE	Val do Eume	43
V_t	Volumen total	127
W	Estadístico de Kendall W	173
WP	Waypoint	89
ΣSRI	Suma de índices de asociación	144
χ_{cc}^2	Ji cuadrado con corrección por continuidad.	123

ÍNDICE

RESUMEN	XIX
ABSTRACT	XXIII
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. La depredación	1
1.2. Los carnívoros y sus conflictos con las poblaciones humanas	3
1.3. El lobo (<i>Canis lupus</i> L., 1758).....	5
1.3.1. Encuadre biológico y ecológico. El lobo como depredador	5
1.3.2. Estatus actual. Perspectiva mundial, europea e ibérica	7
1.3.3. Estatus legal del lobo. Perspectiva europea, española y gallega	10
1.3.4. Importancia de los estudios de la dieta y de la ecología trófica del lobo.....	11
1.4. Los ponis salvajes de Galicia (<i>Equus ferus atlanticus</i>).....	15
1.4.1. La población de ponis salvajes de Galicia	15
1.4.2. Descripción del poni gallego	20
1.4.3. Sistema de manejo	23
1.4.4. Las poblaciones de caballos salvajes en el mundo	24
1.4.5. Los caballos salvajes y sus depredadores: la interrelación entre lobos y ponis salvajes en Galicia	25
1.5. Las vacas (<i>Bos taurus</i> L., 1758) explotadas en régimen semiextensivo en Galicia	27
1.6. Planteamiento de la Tesis	34
1.6.1. Planteamiento y justificación	34
1.6.2. Cuestiones planteadas	35
1.6.3. Consideraciones metodológicas	37
1.6.4. Estructura de la Tesis.....	38
2. OBJETIVOS.....	41
3. ÁREA DE ESTUDIO	43
3.1. Val do Eume (VDE)	45
3.2. Centro de la Dorsal Gallega (CDG)	50
3.2.1. Descripción	50
3.2.2. Montes con ponis salvajes.....	54
3.2.3. Explotaciones de ganado vacuno semiextensivo	58
3.3. Sur Macizos Centrales (SMC)	63
4. MATERIAL Y MÉTODOS	69
4.1. Poblaciones animales objeto de estudio.....	69
4.1.1. Lobo <i>Canis lupus</i> L., 1758	69
4.1.2. Poni salvaje de Galicia <i>Equus ferus atlanticus</i>	76
4.1.3. Ganado vacuno semiextensivo <i>Bos taurus</i> L., 1758.....	77

4.2. Trabajo de campo	82
4.2.1. Esfuerzo total de muestreo	82
4.2.2. Prospecciones de lobo y de otros mamíferos	82
4.2.3. Detección de rastros y evaluación de las poblaciones de otros mamíferos	85
4.2.4. Detección de rastros de lobo	87
4.2.5. Toma de muestras de excrementos de lobo e identificación de contenidos	89
4.2.6. Trampeo fotográfico de lobo	91
4.2.7. Reconocimiento individual de los ponis	92
4.2.8. Seguimiento de las manadas de ponis	98
4.2.9. Datación de los eventos: nacimiento, muerte y heridas de los potros	100
4.2.10. Radioseguimiento de los potros	101
4.2.11. Inspección de cadáveres de presas potenciales de lobo	105
4.2.12. Descripción y seguimiento de potros heridos	106
4.2.13. Revisión de explotaciones de ganado vacuno semiextensivo	107
4.3. Trabajo de laboratorio. Procesado e identificación de muestras de excrementos de lobo	111
4.3.1. Lavado, secado y conservación de las muestras	111
4.3.2. Estructura de los pelos y características para la identificación de la especie	112
4.3.3. Colección de referencia	114
4.3.4. Identificación macroscópica	115
4.3.5. Análisis microscópico	116
4.4. Análisis de datos	121
4.4.1. Análisis de la dieta del lobo	121
4.4.2. Materiales que componen los excrementos de lobo	125
4.4.3. Disponibilidad de recursos tróficos y su relación con la dieta del lobo	130
4.4.4. Ecología reproductora de ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo	134
4.4.5. Mortalidad, heridas y análisis de supervivencia de los ponis salvajes	136
4.4.6. Heridas de los potros	140
4.4.7. Éxito reproductor de las yeguas	142
4.4.8. Estructura social de los ponis y sus consecuencias	142
4.4.9. Depredación sobre el ganado vacuno semiextensivo: impacto, estacionalidad y edades de los terneros depredados	147
4.4.10. Características espaciales de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo	149
4.4.11. Factores de vulnerabilidad de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo a la depredación por lobo	152
5. RESULTADOS	155
5.1. Hábitos alimentarios del lobo	155
5.1.1. Composición de la dieta	155
5.1.2. Diferencias geográficas	158
5.1.3. Estacionalidad	162
5.1.4. Variaciones interanuales	170
5.1.5. Composición física de los excrementos	178
5.1.6. Disponibilidad potencial de presas silvestres	188
5.1.7. Dieta del lobo en relación con las disponibilidades tróficas	191

5.2. Ecología de los ponis salvajes y la depredación por lobo.....	199
5.2.1. Ecología reproductora de los ponis salvajes	199
5.2.1.1. Tasa de partos de las yeguas	199
5.2.1.2. Razón de sexos al nacer.....	200
5.2.1.3. Color de la capa al nacer	201
5.2.1.4. Fenología de los partos.	201
5.2.2. La mortalidad en los ponis salvajes	208
5.2.2.1. Causas de mortalidad en los potros: la depredación por lobo	208
5.2.2.2. La mortalidad en ponis >1 año.....	213
5.2.2.3. Potros heridos.....	213
5.2.2.4. Supervivencia de los potros heridos.....	218
5.2.2.5. La mortalidad de los potros	220
5.2.2.6. Relación entre mortalidad y heridas de los potros	227
5.2.3. Análisis de supervivencia de los potros, factores condicionantes	232
5.2.3.1. Análisis de supervivencia	232
5.2.3.2. Influencia de haber sufrido heridas	235
5.2.3.3. Influencia del sexo	235
5.2.3.4. Influencia del color de la capa.....	237
5.2.3.5. Influencia de la fecha de nacimiento	237
5.2.3.6. Influencia de las características de las yeguas.....	240
5.2.3.7. Análisis multivariante.....	241
5.2.4. Éxito reproductor de las yeguas.....	242
5.2.5. Estructura social de los ponis	244
5.2.6. Influencia de las asociaciones de las yeguas en su éxito reproductor y en la supervivencia de los potros	256
5.3. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo y depredación por lobo.....	260
5.3.1. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo.....	260
5.3.1.1. Tasas de partos de las vacas.....	260
5.3.1.2. Razón de sexos de los terneros al nacer	261
5.3.1.3. Fenología de los partos de las vacas.....	261
5.3.2. Depredación sobre los terneros: épocas, edades y tasas de depredación	264
5.3.3. Factores de vulnerabilidad de las explotaciones	269
5.3.3.1. Análisis de las diferencias en las variables categóricas entre explotaciones sin daños y con daños	269
5.3.3.2. Análisis de las diferencias en las variables continuas entre explotaciones sin daños y con daños	272
6. DISCUSIÓN	277
6.1. Hábitos alimentarios del lobo	277
6.1.1. Justificación de la metodología empleada.....	277
6.1.2. Composición de la dieta	282
6.1.3. Diferencias geográficas en la dieta en relación con las disponibilidades tróficas....	288
6.1.4. Estacionalidad de la dieta	295
6.1.5. Evolución de la dieta del lobo en Galicia desde la década de los 70.....	301
6.1.6. Composición física de los excrementos.....	310
6.1.7. Implicaciones para la gestión del lobo y su hábitat.....	316

6.2. Ecología de los ponis salvajes y la depredación por lobo.....	318
6.2.1. Ecología reproductora de los ponis salvajes	318
6.2.1.1. Tasa de partos de las yeguas	318
6.2.1.2. Razón de sexos al nacer.....	321
6.2.1.3. Color de la capa al nacer	323
6.2.1.4. Fenología de los partos.....	324
6.2.2. La mortalidad en los ponis salvajes	329
6.2.2.1. Causas de mortalidad en los potros: la depredación por lobo	329
6.2.2.2. Mortalidad en adultos	332
6.2.2.3. Sobre las causas de las heridas observadas en los potros.....	333
6.2.2.4. Patrón de ataque de los lobos	334
6.2.2.5. Supervivencia de los potros heridos.....	338
6.2.2.6. Relación entre mortalidad y heridas de los potros	339
6.2.3. Mortalidad y supervivencia de los potros de ponis salvajes: factores condicionantes.....	341
6.2.3.1. Tasas de mortalidad y análisis de supervivencia juvenil	341
6.2.3.2. Evolución de la mortalidad juvenil por depredación a lo largo del año	344
6.2.3.3. Distribución de la mortalidad juvenil por rangos de edades	348
6.2.3.4. Influencia del sexo en la mortalidad.....	349
6.2.3.5. Influencia del color de la capa sobre la mortalidad de los potros	351
6.2.3.6. Influencia de la época de nacimiento sobre la mortalidad de los potros	352
6.2.4. El éxito reproductor de las yeguas como medida de eficacia biológica.....	354
6.2.5. Estructura social de los ponis	357
6.2.6. Influencia de la sociabilidad de las yeguas en su éxito reproductor	361
6.2.7. Implicaciones para el manejo de los ponis salvajes en Galicia.....	363
6.3. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo y depredación por lobo.....	366
6.3.1. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo.....	366
6.3.1.1. Tasas de parto de las vacas	366
6.3.1.2. Razón de sexos al nacer.....	367
6.3.1.3. Fenología de los partos.....	367
6.3.2. Depredación sobre los terneros	370
6.3.2.1. Tasas de mortalidad por depredación	370
6.3.2.2. Distribución por edades de la depredación.....	371
6.3.2.3. Distribución anual de la depredación sobre los terneros y su alternancia con la de los potros.	374
6.3.3. Factores de vulnerabilidad de las explotaciones	375
6.3.4. Implicaciones para el manejo ganadero	382
7. CONCLUSIONES	385
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	389
9. ANEXOS.....	423
10. ÍNDICE DE TABLAS	455
11. ÍNDICE DE FIGURAS	457

RESUMEN

La población de lobo (*Canis lupus*) de Galicia constituye aproximadamente un tercio de la población española. En gran parte del oeste y centro de Galicia, los lobos coexisten con ponis salvajes (*Equus ferus atlanticus*) y el ganado vacuno semiextensivo (*Bos taurus*) es otro de los principales recursos tróficos disponibles. En estas zonas se presume un importante nivel de depredación de lobo sobre ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo, pero estas interacciones depredador-presa no habían sido estudiadas con anterioridad. Por otro lado, la última descripción global de los hábitos alimentarios del lobo en la región se realizó hace más de 30 años y las condiciones ecológicas del territorio gallego han variado substancialmente desde entonces. En este trabajo se aborda el estudio de los hábitos alimentarios del lobo y de diversos aspectos de la ecología de los ponis salvajes y del ganado vacuno semiextensivo, particularmente centradas en las relaciones depredador-presa.

Para el estudio de la ecología trófica del lobo se analizaron 2.740 muestras de excrementos colectadas entre 2003 y 2006 en tres sectores distintos de la geografía de Galicia: 1) Norte de la Dorsal Gallega y Valle del río Eume (VDE); 2) Centro de la Dorsal Gallega (CDG); 3) Suroeste de los Macizos Centrales Ourensanos (SMC). En CDG se amplió la muestra con 855 excrementos examinados hasta octubre de 2008. El trabajo de campo para el estudio de la ecología de los ponis salvajes y del ganado vacuno semiextensivo fue realizado en CDG. El seguimiento de los ponis salvajes se centró en tres montes que comprendían una población de 74-86 ponis adultos y sus potros repartidos en varias manadas; su seguimiento fue realizado entre enero de 2006 y diciembre de 2008, mediante el reconocimiento individual de los ponis y, a partir de 2007, con ayuda de radiotelemetría. El estudio de la ecología del ganado vacuno extensivo fue realizado entre 2007 y 2008, en 33 explotaciones situadas en el sector CDG, que acogían un total de 1.188 vacas y 36 toros. Se abordó el estudio de diversos aspectos de la ecología de los ponis y del ganado vacuno semiextensivo que podrían influir sobre la depredación por lobo y su impacto, tales como la reproducción y la estructura social. En el caso de los ponis salvajes se realizó un seguimiento de la supervivencia de los potros, con un especial esfuerzo en tratar de localizar los cadáveres para identificar la causa de la muerte. En el caso del ganado vacuno estudiado, fue planteada una encuesta a los ganaderos, siendo revisada en detalle

cada explotación, su ganado y sus parcelas; asimismo, fueron consultados los libros oficiales de registro de las 7 principales explotaciones y los registros de daños de lobo en 10. Fue empleado el fototrampeo para monitorizar la actividad de los lobos.

La dieta del lobo en Galicia está constituida mayoritariamente por poni (24%), corzo (23%), vaca (15%) y carroña (11%). En los Macizos Centrales Ourensanos los lobos se alimentan de ungulados silvestres (70%), especialmente de corzo *Capreolus capreolus* (49%) y jabalí *Sus scrofa* (19%). En la Dorsal Gallega la mayor parte de la alimentación procede de poni salvaje (37-34%) y vaca (20-23%), resultando la prevalencia de ungulados silvestres inferior al 20%. La carroña constituida por desechos de cerdos (*Sus domestica*) y aves de granja, es un complemento importante en los tres sectores (7-14%). El poni salvaje en la Dorsal Gallega y el corzo en los Macizos Centrales Ourensanos constituyen las especies fundamentales para la subsistencia del lobo. La importancia de ambas especies parece haber adquirido mayor protagonismo a partir de 2003, cuando se detectó una fuerte disminución de la frecuencia de aparición de carroña en los excrementos; proceso que guarda una estrecha relación con la implementación de diversas medidas sanitarias tras la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina. El patrón estacional indica un consumo elevado de ungulados silvestres y ponis salvajes durante todo el año, especialmente alto en primavera y verano para los primeros y en otoño e invierno para los segundos, así como un consumo máximo de animales domésticos y carroña en otoño e invierno. La aparición de poni en la dieta fue alta y estable a lo largo de todo el año, lo que indica depredación sobre los potros en verano y otoño y el consumo de animales muertos por causas naturales a lo largo del resto del año. De entre los ungulados silvestres, los lobos mostraron selección positiva por corzo, hecho que había sido puesto de manifiesto también en los Montes do Invernadeiro y en otras zonas de Europa como la Toscana o Sajonia. De entre ponis salvajes y ganado bovino y ovicaprino, seleccionaron positivamente el poni en VDE y CDG, observándose en este último sector una fuerte selección trófica por los ponis en comparación con el ganado vacuno semiextensivo. La dieta del lobo en Galicia ha experimentado cambios desde los años 70, consistentes principalmente en una reducción del consumo de carroña y perro (*Canis familiaris*), acompañada de un incremento en el consumo de ungulados silvestres.

En cuanto a la ecología de los ponis salvajes, nuestros resultados muestran una tasa reproductora de las yeguas de 0,67, situada entre las más altas citadas para caballos y otros équidos salvajes, y partos con un carácter marcadamente estacional: el 97% se producen entre abril y junio, situándose la fecha media de partos en el 9 de mayo; otras poblaciones de caballos asilvestrados que habitan en climas más extremos presentan los partos menos concentrados. El periodo de partos, calculado como número de días en el que se concentró el 80% de los mismos, fue de 54 días, y el rango intercuartílico fue de 29 días. La sincronización reproductora de los ponis salvajes de Galicia es comparable a la de otros ungulados silvestres. Localizamos

los cadáveres del 41% de los potros muertos durante el periodo de estudio, constituyendo la depredación por lobo la principal causa de mortalidad de los potros (96%). El impacto anual de la depredación fue de 33,45 potros por cada 100 yeguas. Los eventos de depredación en ocasiones son fallidos, dando lugar a la presencia de heridas en los potros, lo que afectó anualmente a un 19-40% de la población. Estas heridas consisten en rasguños y graves desgarros de piel y músculos. El 69% de estos potros mostraban heridas en los cuartos traseros y el 43% en el cuello. Se observaron diferencias en el número y en la localización de las heridas, según la edad de los potros, de forma que en los menores de 20 días el número de heridas por ataque fue mayor y se localizaban principalmente en el cuello y en la parte superior del cuerpo. Se observó que la supervivencia de los potros aumentaba significativamente tras haber sufrido un ataque resultante en heridas, lo que sugiere la existencia de una respuesta antidepredatoria aprendida. Este resultado contradice la creencia extendida de que las heridas causadas por los lobos generalmente dan lugar a la muerte de las presas. El índice de supervivencia de Kaplan-Meier en el primer año de vida de los potros fue 0,41, observándose que el color de capa y su fecha de nacimiento predicen su probabilidad de supervivencia. La supervivencia resultó significativamente mayor en potros alazanes y nacidos al comienzo de la temporada de partos (abril); esta mayor supervivencia de las primeras crías que nacen también ha sido puesta de manifiesto para ñu azul (*Connochaetes taurinus*) y vacas extensivas. La mortalidad de los potros por depredación se observó exclusivamente entre abril y diciembre, no afectando a los mayores de ocho meses. La edad media de los potros al morir fue de 79 días. La mortalidad de los ponis adultos (1,2 - 6,0% anual) en ningún caso fue debida a depredación. Las características sociales de las yeguas muestran cierta influencia en la supervivencia de sus potros y en su índice de éxito reproductor: las yeguas con índices de asociación altos, un grado de gregarismo intermedio, con tamaños de grupo de 8-11 individuos y relaciones sociales estables, parecen lograr una mayor supervivencia de sus potros.

En el caso del ganado vacuno semiextensivo la tasa de partos fue de 0,72, y éstos tuvieron lugar más distribuidos a lo largo de todo el año. La fecha media de partos se sitúa en el 6 de junio, siendo la sincronización reproductora muy inferior a la de las yeguas. La depredación por lobo sobre los terneros tiene lugar a lo largo de todo el año, aunque con máximos en invierno y otoño y mínimos desde mediados de primavera a verano, coincidiendo con la época de máxima depredación sobre potros. La depredación afectó principalmente a terneros de hasta un mes de edad (57%), disminuyendo al aumentar la edad. El porcentaje de depredación durante la primera semana de vida de los terneros fue del 36% y del 18% en el primer día, lo cual podría estar relacionado con problemas asociados al parto, lo que supondría una depredación de tipo compensatorio. El 52% de las 33 explotaciones estudiadas no sufrieron daños por lobo. La tasa de mortalidad interanual de los terneros por depredación fue de 1,66%. El impacto anual de la depredación fue 1,15 terneros por cada 100 vacas, muy

inferior a la experimentada por los ponis salvajes. Al analizar las características de las explotaciones que pudieran condicionar la vulnerabilidad del ganado a la depredación por lobo, se obtuvo un modelo que, en función de la raza del toro, de las vacas y el tamaño de las parcelas, clasificó correctamente el 71,4% de las explotaciones que habían sufrido daños. Las explotaciones con toro de raza Limusina, vacas mayoritariamente de raza Rubia Gallega, o sus cruces, y parcelas menores de 8 ha, ofrecían menor riesgo de sufrir ataques. La novedad más importante que aportan nuestros resultados es la clara influencia de la raza del ganado en el riesgo de sufrir ataques. Los toros de raza Limusina resultan esenciales para cubrir las vacas de raza Rubia, de mayor talla, con el objetivo de disminuir el riesgo de partos distócicos y, de este modo, la depredación que parece asociada a este problema. Se observó mayor mortalidad, achacada a la depredación, en explotaciones con toros con cuernos, lo que podría ser consecuencia de que los toros con cuernos, de determinadas formas pudieran dañar a los terneros al apartarlos de sus madres cuando éstas están en celo.

ABSTRACT

Ecology of the wolf (*Canis lupus*), the wild pony (*Equus ferus atlanticus*) and the semi-extensive cattle (*Bos taurus*) in Galicia: predator-prey interactions.

The Galician population of wolf (*Canis lupus*) constitutes about one third of the Spanish population. In much of western and central Galicia the wolves coexist with wild ponies (*Equus ferus atlanticus*), and semi-extensive cattle (*Bos taurus*) is another major source of food available. In these areas a high level of predation by wolves on wild ponies and semi-extensive cattle is presumed, but these predator-prey interactions have not been studied before. On the other hand, the last comprehensive study of the food habits of wolves in the region was performed more than 30 years ago and the ecological conditions of Galicia have changed substantially since then. This Thesis addresses the feeding habits of wolves, as well as several aspects of the ecology of the wild ponies and the semi-extensive cattle concerned with their predator prey interactions.

For the study of the feeding ecology of the wolf, we analysed 2,740 samples of scats collected between 2003 and 2006 in three areas of Galicia: 1) North of the Dorsal Gallega and Eume River Valley (VDE); 2) Center of the Dorsal Gallega (CDG); 3) Southwest of the Macizos Centrales Ourensanos. In CDG, the sample was expanded with 855 scats examined until October 2008. Fieldwork for the study of the ecology of wild ponies and semi-extensive cattle was conducted at CDG. The monitoring of the wild ponies was conducted in three mountainous areas comprising a population of 74-86 adult ponies and their foals distributed in several bands. Monitoring was addressed, by individual recognition of the ponies, between January 2006 and December 2008, with the help of radio telemetry from 2007. The study of the ecology of semi-extensive cattle was conducted between 2007 and 2008, in 33 farms in CDG, which hosted a total of 1,188 cows and 36 sires. We addressed the study of various aspects of the ecology of the ponies and semi-extensive cattle that might influence their predation by wolves, such as reproduction and social structure. In the case of wild ponies, we monitored the survival of foals, with a special effort to try to locate the dead bodies to identify the cause of death. In the case of cattle, we made inquiries to farmers, surveying each estate, the cattle and

their fenced pastures, as well as inspecting the record books of 7 farms, as well as wolf damage records at 10 farms.

The most frequent food items in wolf's diet in Galicia are Galician pony (24%), roe deer *Capreolus capreolus* (23%), cattle (15%) and carrion (11%). In the Macizos Centrales Ourensanos wolves feed mostly on wild ungulates (70%), especially roe deer (49%) and wild boar *Sus scrofa* (19%). In Dorsal Gallega the main part of the diet consists of wild ponies (37-34%) and cows (20-23%), with wild ungulates frequency of occurrence of less than 20%. The carrion, consisting of pigs (*Sus domestica*) and poultry, is an important complement in the three areas (7-14%). The wild pony on the Dorsal Gallega and roe deer in Macizos Centrales Ourensanos are key species for the survival of the wolf in Galicia. The importance of both species for wolves seems to have acquired a greater role since 2003, when a strong decrease in the frequency of occurrence of carrion in the scats was detected, a process that is closely linked with the implementation of various health measures after the appearance of BSE. The seasonal pattern of the diet consists of a high occurrence of wild ungulates and wild ponies all year, especially high in spring and summer for wild ungulates and in fall and winter for the ponies, as well as a maximum consumption of domestic animals and carrion in fall and winter. The occurrence of pony in the diet was high and relatively constant throughout the year, indicating predation on the foals in summer and autumn, as well as consumption of animals dying of natural causes during the rest of the year. Among wild ungulates, wolves show positive selection by roe deer; this fact was also revealed in the Montes do Invernadeiro and other parts of Europe such as Tuscany or Saxony. Among wild ponies, cattle, sheep and goats, the wolves positively selected pony in VDE and CDG. We also observed that in CDG the wolves show a strong selection for ponies compared to semi-extensive cattle. The diet of the wolf in Galicia has changed since the 1970s, consisting mainly of a reduction in consumption of carrion and dog (*Canis familiaris*), accompanied by an increase in the consumption of wild ungulates.

As for the ecology of wild ponies, our results show a foaling rate of 0.67, situated among the highest cited for wild horses and other wild equids. Foaling is strongly seasonal: 97% of births occur between April and June and the average date of births is May 9; other populations of feral horses which live in extreme climates show less concentrated foaling. The birth season length, calculated as the number of days in which 80% of births occur, was 54 days and the interquartile range was 29 days. This reproductive synchrony of Galician wild ponies is comparable to that of other wild ungulates. We located the carcasses of 41% of dead foals during the study period. Predation was the main cause of mortality in foals: in the sample of 26 foals of which we could determine the cause of death, 96% had died by wolf predation. The impact of predation was 33.45 foals per 100 mares. Predation events are sometimes unsuccessful, resulting in wounds to foals, which affected annually to 19-40% of the foals. These wounds consisted of scrapes and severe skin and muscle tears. In 69% of attacks were

reported wounds in the hindquarters and 43% in the neck, while the bites were directed less frequently to other areas of the body. We observed differences in number and location of the wounds related to the age of the foals, so that in foals less than 20 days old the number of wounds per attack and the percentage of attacks with wounds in the neck and upper body were higher. Survival of injured foals was higher than the survival of foals that were never injured, suggesting the existence of a learned antipredatory response. This result contradicts the widespread belief that the wolves' injuries usually result in death of the animal. The Kaplan-Meier survival index during the first year of life of the foals was 0.41. The results show that colour and birth date predict the foals' likelihood of survival. Survival was significantly higher in chestnut foals and those born at the beginning of the foaling season (April); this increased survival of juveniles born early has also been demonstrated for blue wildebeest (*Connochaetes taurinus*) and extensive cattle calves. We observed foal mortality events exclusively between April and December and predation did not affect more than eight month old foals. Average age at death was 79 days. Mortality in adult ponies (rate = 1.2 - 6.0%) was no case due to predation. Social characteristics of mares show some influence on the survival of their offspring, as well as on their reproductive success: mares with high rates of association, an intermediate degree of gregariousness, with group sizes of 8-11 individuals, and temporary stable social relations seem to get longer survival of their foals.

In semi-extensive cattle, the calving rate was 0.72, with births distributed throughout all the months of the year. The average date of birth is June 6 and reproductive synchronization is much lower than that of mares. Wolf predation on calves occurs throughout the year, being highest in winter and autumn and minimum from mid spring to summer, coinciding with the period of maximum predation on ponies. Predation mainly affected calves up to one month of age (57%), decreasing with increasing age. The predation rate during the first week of life of calves was 36% and 18% in the first day, which could be related to problems associated with the delivery, implying a compensatory predation. 52% of the 33 farms studied in the centre of the Dorsal Gallega did not experience wolf damage. The mortality rate was 1.66%. The annual impact of predation was 1.15 calves per 100 cows, much less than that experienced by wild ponies. When analysing the characteristics of farms that determine the vulnerability of cattle to predation we obtained a model, which correctly classified 71.4% of farms suffering predation as a function of: the breed of the sire, the breed of the cows and the size of the fenced pastures. Farms with Limousine sires, cows mostly Rubia Gallega breed and their crosses, as well as fenced pastures under 8 ha have less risk of predation. Limousine breed sires are essential to mount the Rubia breed cows in order to reduce the risk of dystocia and the increased predation that seems associated with this problem. We observed a higher mortality ascribed to predation on farms that have horned bulls, which could be due to certain forms of the horns, which could cause harm to calves when bulls approach the cows when they are in heat.



1. INTRODUCCIÓN

1.1. La depredación

La depredación es un tipo de interacción negativa en la que una especie animal se alimenta de otra, o de una parte de ella (Krebs 2001). La forma más común de depredación es el carnivorismo, que se produce cuando los depredadores matan y devoran a sus presas (Smith y Smith 2000, Krebs 2001). Las imágenes clásicas para ilustrar la depredación son las de leones (*Panthera leo*) matando una cebra (*Equus burchelli*) o la de una manada de lobos (*Canis lupus*) cazando un ciervo rojo (*Cervus elaphus*). Otros tipos de depredación son el herbivorismo, en el que los herbívoros se alimentan de plantas, de sus semillas o frutos, el parasitismo, el parasitoidismo y el canibalismo (Krebs 2001). En sentido estricto, solamente se considera depredación el proceso por el cual una especie realiza un esfuerzo en localizar una presa viva y matarla (Curio 1976); únicamente el carnivorismo entra dentro de esta definición.

En los trabajos que estudian la relación depredador-presa en vertebrados (Schaller 1972, Peterson 1977, Mills y Shenk 1992), o que tratan concretamente la cuestión de la relación entre el lobo y sus presas (Mech y Peterson 2003), se observa que existen diversos aspectos que se suelen abordar: a) el tamaño de las poblaciones de los depredadores y de sus presas; b) la dieta del depredador y sus preferencias tróficas; c) la influencia de la depredación sobre la dinámica de la población de las presas, especialmente en la supervivencia juvenil; d) las tasas depredatorias, o el ritmo al que los lobos matan presas; e) la tasa de éxito depredatorio; f) las estrategias antidepredatorias; y g) las respuestas de los depredadores a los cambios en la densidad de sus presas.

Así, el análisis de las relaciones depredador-presa es muy amplio y la mayoría de los trabajos de investigación sobre esta cuestión se han centrado únicamente sobre uno o algunos de estos aspectos. Sobre los lobos, se han publicado trabajos que abordan facetas de la depredación como dieta y selección de presas (Jhala 1993, Mattioli *et al.* 2004, Van Duyne *et al.*

2009), tasas depredatorias (Hayes *et al.* 2000, Jędrzejewski *et al.* 2002, Vucetich *et al.* 2002, Smith *et al.* 2004, Sand *et al.* 2008), éxito depredatorio (Mech 1966, Mech *et al.* 2001, Sand *et al.* 2006a, 2006b), o respuesta de los depredadores a los cambios en las densidades de sus presas (Dale *et al.* 1994, Hayes y Harestad 2000, Vucetich *et al.* 2002, Vucetich y Peterson 2004, Jost *et al.* 2005). Los que abordan la práctica totalidad de los aspectos de la actividad depredatoria son escasos, aunque se pueden citar como ejemplos notables los de Schaller (1972) sobre el león, o los de Mech (1970), Peterson (1977) y Mech *et al.* (2001) sobre el lobo.

Las interacciones depredador-presa han sido estudiadas para el lobo en relación a gran parte de sus principales presas silvestres como ciervo rojo, wapití (*Cervus canadensis*), alce (*Alces alces*), caribú (*Rangifer tarandus*), bisonte (*Bison bison*), carnero de Dall (*Ovis dalli*) (revisión en Mech y Peterson 2003), o incluso antilope de la India (*Antilope cervicapra*) (Jhala 1993). Los estudios sobre la depredación por lobo sobre estas especies han puesto de manifiesto la existencia de características de las presas que pueden hacerlas más vulnerables. En la mayoría de las especies de ungulados, los juveniles son los individuos depredados con mayor frecuencia (Mech 1966, 1970, Mech *et al.* 1995, Mech y Peterson 2003, Mech 2007). De entre la población adulta, los individuos viejos, en malas condiciones nutricionales, enfermos o con malformaciones son los que perecen con mayor frecuencia a causa de la depredación (Murie 1944, Mech 1966, 1970, Mech *et al.* 1995, Mech y Peterson 2003, Mech 2007).

En relación con las presas domésticas, recientemente se han realizado diversos trabajos acerca de la depredación del lobo sobre vacas (*Bos taurus*) (Mech *et al.* 2000, Oakleaf *et al.* 2003, Bradley y Pletscher 2005, Breck *et al.* 2011) y ovejas (*Ovis aries*) (Gula 2006, Kaartinen *et al.* 2009). El trabajo de Oakleaf *et al.* (2003) trata de determinar la supervivencia y causas de mortalidad de terneros en régimen extensivo en zonas loberas. Todos ellos en general pretenden identificar los factores que condicionan la vulnerabilidad del ganado. Los trabajos sobre ecología de las relaciones entre los depredadores y sus presas domésticas están poco extendidos, pero son de gran utilidad para determinar la verdadera incidencia de la depredación sobre estas especies y para el desarrollo de una ecología aplicada que permita identificar los individuos, razas o tipos de manejo ganadero más vulnerables, para así poder minimizar los daños.

Esto mismo pudiera ser aplicado también a los ponis salvajes de Galicia (*Equus ferus atlanticus*), caballos salvajes sometidos a un sistema de explotación ancestral (Bárcena 2009).

1.2. Los carnívoros y sus conflictos con las poblaciones humanas

El orden Carnivora comprende un conjunto de mamíferos de tamaño, aspecto y hábitos diversos, que comparten el rasgo común de poseer cuatro muelas carnívoras (Kowalski 1981, Fernández-Salvador 1996, Macdonald 2001, Macdonald y Kays 2005). Aunque no todas las especies de este orden se alimentan básicamente con carne, la gran mayoría son depredadoras (Hickman *et al.* 1998, Macdonald y Kays 2005). Dentro de otros órdenes de la clase Mammalia, también existen especies que se alimentan frecuentemente de carne, como es el caso del ser humano (*Homo sapiens*), que es omnívoro y pertenece al orden Primates. Los conflictos ancestrales entre los depredadores del orden Carnivora y el ser humano tienen su origen en que ambos son competidores por los mismos recursos alimentarios, básicamente ganado aunque, en menor medida, también presas silvestres (Cozza *et al.* 1996, Sillero-Zubiri y Laurenson 2001, Treves y Karanth 2003, Graham *et al.* 2005, Berger 2006, Lamarque *et al.* 2009). Estos conflictos han dado lugar a lo largo de la historia, y aún hoy en día, a una incesante persecución de los depredadores por parte de los humanos, reduciendo sus poblaciones y su área de distribución, tanto mediante caza legal como furtiva, e incluso mediante programas de control de depredadores a escala nacional (Young y Goldman 1944, Brown 1992, Berger 2006).

En el Continente Americano, la depredación sobre el ganado por puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*) genera frecuentes conflictos con los ganaderos (Polisar *et al.* 2003, Cascelli de Azevedo y Murray 2006, Rosas-Rosas *et al.* 2008); así como también por oso grizzli (*Ursus arctos horribilis*) (Johnson y Griffel 1982), lobo (Dorrance 1982, Fritts 1982, Gunson 1983, Fritts *et al.* 1992, Mech *et al.* 2000, Bangs y Shivik 2001, Breck y Meier 2004, Muhly y Musiani 2009) y coyote (*Canis latrans*) (Dorrance 1982, Connolly 1992). En Asia, leopardo (*Panthera pardus*), tigre (*P. tigris*), irbis (*Uncia uncia*), cuon (*Cuon alpinus*) y oso tibetano (*Ursus tibetanus*) son los carnívoros que con mayor frecuencia entran en conflicto con los humanos (Oli *et al.* 1994, Mishra 1997, Bagchi y Mishra 2006, Wang y Macdonald 2006, Sangay y Vernes 2008). En África la lista sería interminable, pero los daños al ganado mejor documentados están protagonizados por león, guepardo (*Acinonyx jubatus*), hiena manchada (*Crocuta crocuta*), leopardo, chacal de lomo negro (*Canis mesomelas*) y licaón (*Lycan pictus*) (Ogada *et al.* 2003, Patterson *et al.* 2004, Kolowski y Holekamp 2006, Holmern *et al.* 2007, Kissui 2008, Gusset *et al.* 2009). En Europa, los daños al ganado son originados principalmente por los dos grandes depredadores de nuestros ecosistemas: oso pardo (*Ursus arctos*) y lobo, aunque también por otros carnívoros más pequeños, como glotón (*Gulo gulo*) y lince boreal (*Lynx lynx*). Todos ellos

son una importante fuente de conflictos entre la población humana y la fauna silvestre (Clevenger *et al.*, 1994, Cozza *et al.* 1996, Breitenmoser 1998, Landa *et al.* 1999, Stahl *et al.* 2001, Sidorovich *et al.* 2003, Gazzola *et al.* 2005, Nowak *et al.* 2005, Gazzola *et al.* 2008, Kaartinen *et al.* 2009). La conflictividad se agudiza cuando las presas silvestres escasean, ya que aumenta la frecuencia con la que especies como los lobos atacan al ganado (Meriggi *et al.* 1996, Sidorovich *et al.* 2003).



1.3. El lobo (*Canis lupus* L., 1758)

1.3.1. Encuadre biológico y ecológico. El lobo como depredador

El lobo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) es un carnívoro de la familia Canidae. Esta familia incluye 36 especies, clasificadas en 16 géneros, entre los que se pueden citar: licaones (*Lycan sp*), cuones (*Cuon sp*), coyotes y chacales (*Canis sp*), zorros (*Vulpes sp*), etc. (Nowak 1999, Sillero-Zubiri y Macdonald 2004). El lobo es la especie salvaje más grande de esta familia (Mech 1974, Mech y Boitani 2004, Nowak 2005). En la Península Ibérica el peso medio de un lobo adulto es de 37,2 kg para los machos y 31,2 kg para las hembras, y su altura en la cruz es de 76,5-72,4 cm (Hermida 2009). El lobo es un superdepredador situado en lo alto de la cadena trófica que mayoritariamente se alimenta de presas que caza; muchas de sus características morfológicas y de comportamiento reflejan este hábito (Mech 1970). Su olfato está muy desarrollado, tanto para localizar a sus presas como para relacionarse con sus congéneres, tiene una vista buena, especialmente en condiciones de escasa iluminación, y unas mandíbulas poderosas (Mech 1974, Heptner *et al.* 1998, Harrington y Asa 2003).

La unidad social básica del lobo es la manada, generalmente constituida por una pareja reproductora, sus cachorros del año y subadultos de años anteriores (Mech 1970, 1974, Heptner *et al.* 1998, Mech y Boitani 2003). Las manadas, por lo tanto, son básicamente grupos familiares dentro de los cuales existen lazos afectivos muy fuertes y una jerarquía bien definida (Mech 1970, 1974, Peterson 1977, Mech 2000, Landry 2004). El tamaño de las manadas es variable, como media de entre 5 y 11-12 lobos (Heptner *et al.* 1998, Macdonald y Sillero-Zubiri 2004). Los lobos son territoriales (Mech 1970, Mech y Boitani 2003, Landry 2004), generalmente ocupan y defienden territorios exclusivos de tamaño variable (78-1.645 km²: revisión en Fuller *et al.* 2003), dependiendo del tamaño de la manada y de la abundancia de recursos alimentarios (Nowak 2005). Los lobos marcan estos territorios como advertencia para otros lobos (Peterson 1977), mediante señales sonoras, visuales y de olor que consisten en: aullidos, marcas de orina, excrementos impregnados con segregaciones de las glándulas anales y rascadas en el suelo con las uñas, dejando las segregaciones de las glándulas interdigitales (Mech 1970, Peters y Mech 1975, Asa *et al.* 1985, Vilà *et al.* 1994, Barja *et al.* 2005). Estos dos últimos tipos de marcas resultan esenciales para el estudio de los lobos por métodos indirectos.

Los lobos entran en celo una vez al año, entre diciembre y abril, dependiendo de la latitud (Mech 1974, Hepner y Naumov 1998); en Polonia el celo tiene lugar entre el 12 de enero y el 22 de marzo (Schmidt *et al.* 2008). Los cachorros nacen en primavera, a principios de mayo en Galicia (Hermida 2009), tras 61-75 días de gestación (Mech 1974, Hepner *et al.* 1998, Packard 2003). La loba pare en un cubil excavado en la tierra, en una oquedad natural o en una madriguera de zorros o de tejones agrandada (Mech 1974, Landry 2004, Schmidt *et al.* 2008, Trapp *et al.* 2008, Kowalewski 2009). El tamaño medio de la camada es de 5-7 lobeznos (Mech 1970, 1974, Hepner y Naumov 1998). Durante la lactancia, la hembra permanece gran parte del tiempo con los cachorros y reduce su movilidad en gran medida, hasta que a los 50-70 días termina de destetarlos (Schmidt *et al.* 2008). Toda la manada realiza una gran inversión en el cuidado de las crías y les proporciona alimento, tanto a la loba mientras los amamanta, como a los cachorros una vez que comienzan a ingerir alimentos sólidos, entre 3 y 5 semanas después de nacer (Mech 1970, 2000, Hepner y Naumov 1998, Landry 2004, Nowak 2005).

El lobo no es un carnívoro estricto como los felinos, pues la familia a la que pertenece (Canidae) puede consumir gran variedad de alimentos (Peterson y Ciucci 2003). Aunque el lobo puede consumir hasta fruta (Cuesta *et al.* 1991, Hepner y Naumov 1998), en realidad es un depredador de grandes ungulados, generalmente mayores que él, a los que caza en grupo (Mech 1970). Su condición de carnívoro social le permite acceder a presas de mayor tamaño que, de ser un cazador solitario, le resultaría difícil abatir (Nowak 2005). Los lobos recorren asiduamente su territorio para localizar sus presas, lo que llevan a cabo de tres formas: detectándolas por el olor, siguiendo su rastro o encontrándolas de manera casual en su recorrido (Mech 1970). Las áreas de distribución de algunas especies de ungulados silvestres, como ciervos, wapitíes y alces, entre otros, se hallan situadas íntegramente dentro del área de distribución natural del lobo. Así que, aunque el lobo está adaptado para la caza de estos grandes ungulados, ellos también han desarrollado eficaces mecanismos para defenderse de su principal depredador (Mech 1970, Mech y Peterson 2003). Como resultado de esto, los lobos poseen una eficacia depredatoria limitada, no siempre tienen éxito en sus ataques, y los individuos que capturan con mayor frecuencia son aquellos que presentan algún “handicap” o desventaja, esto es: juveniles, viejos, en malas condiciones nutricionales, enfermos o con malformaciones (Murie 1944, Mech 1966, 1970, Mech *et al.* 1995, Mech y Peterson 2003, Mech 2007).

1.3.2. Estatus actual. Perspectiva mundial, europea e ibérica

Originariamente el lobo se extendía a lo largo del hemisferio Norte, ocupando latitudes superiores a los 20° en general, a los 15° en Norteamérica y a los 12° en la India (Mech 1974, Boitani 2003, Mech y Boitani 2004), siendo el mamífero con el área de distribución natural más amplia, exceptuando el ser humano (Nowak 2005). A causa de la persecución a la que fue sometido, hoy en día falta en gran parte de Norteamérica y Europa Occidental (Boitani 2003, Nowack 2005). En la actualidad su área de distribución se sitúa entre los 12° y los 75° Norte, pero restringida a las áreas más remotas y salvajes (Mech y Boitani 2004). No obstante, en determinadas regiones, como el sur de Europa, habita en zonas con un alto grado de humanización (Linnell *et al.* 2001), como es Galicia (Bárcena 1990, Blanco *et al.* 1990b).

Las revisiones realizadas más recientemente sobre la población mundial de lobo son las de Boitani (2003), Mech y Boitani (2004), Landry (2004) y Salvatori y Linell (2005). Según Boitani (2003), las poblaciones más numerosas se encuentran en Canadá (52.000-60.000 individuos), Alaska (6.000-7.000), Rusia (25.000-30.000), Mongolia (10.000-20.000) y Kazajstán (30.000). En Europa, los lobos fueron exterminados de las Islas Británicas en el siglo XVIII (Harting 1994), del Centro de Europa en el siglo XIX (Hainard 1971), y en los países Escandinavos llegaron prácticamente a extinguirse en 1960 (Wabakken *et al.* 2001). Sólo sobrevivieron en el este y sur de Europa (Boitani 2003). En la actualidad, en el este de Europa perviven importantes poblaciones, de las cuales las más numerosas son las de: Rumanía (4.000 individuos), Bielorrusia (2.000-2.500), Ucrania (2.000), Bulgaria (1.000), Albania (900-1.200) y Polonia (600-700) (Boitani 2003, Salvatori y Linell 2005). En el sur de Europa, a pesar de su alto grado de humanización, existen poblaciones de lobo en España, Portugal e Italia, siendo la española la más numerosa (2.000 individuos) (Boitani 2003, Salvatori y Linell 2005), lo que la convierte en la mayor población de lobo de Europa occidental. Recientemente un número reducido de lobos, procedentes de Polonia, ha recolonizado el sudeste de Sajonia, en Alemania (Ansorge *et al.* 2006); mientras que una población de unos 80-100 individuos se ha establecido en el sudeste de los Alpes Franceses a partir de lobos procedentes de Italia (Fabbri *et al.* 2007).

En la Península Ibérica fueron descritas dos subespecies de lobo por Ángel Cabrera (Cabrera 1907): *Canis lupus signatus*, que ocupaba la mayor parte de la Península, y *Canis lupus deitanus*, que parecía estar restringido al Levante. El trabajo reciente de Hermida (2009) pone de manifiesto las evidentes diferencias morfológicas entre los lobos del noroeste de la Península Ibérica y los del resto de Europa, y describe la subespecie *C. l. gallaicus*, que vendría a sustituir al taxón *C. l. signatus* designado por Cabrera (1907).

El último trabajo global realizado sobre la distribución del lobo en España (Blanco *et al.* 1990a) indicaba que su población se distribuía de forma estable por gran parte del cuadrante noroccidental, ocupando la mayor parte de Galicia, Asturias, las provincias de León, Zamora, Palencia, Burgos y Valladolid, pertenecientes a Castilla León, y existían núcleos en la Sierra de Gata, la Sierra de San Pedro y Sierra Morena. Según F. Bárcena en Van Den Berg (1998), a finales de la década de los 90 (Fig. 1) la situación continuaba siendo similar, aunque no estaba clara la continuidad de los núcleos de la mitad sur de España. Algunos trabajos más recientes indican la presencia actual del lobo en la provincia de Álava (Echegaray *et al.* 2009) y al sur del Duero en las provincias de Segovia y en algunas zonas de Ávila y Salamanca (Llaneza y Blanco 2005). Recientemente los lobos han alcanzado el Sistema Central hasta el límite de la provincia de Segovia con Madrid y Guadalajara (F. Palacios, com. pers.) En Portugal, el lobo ocupa unos 16.300 km² en el norte del país (Pimenta *et al.* 2005).

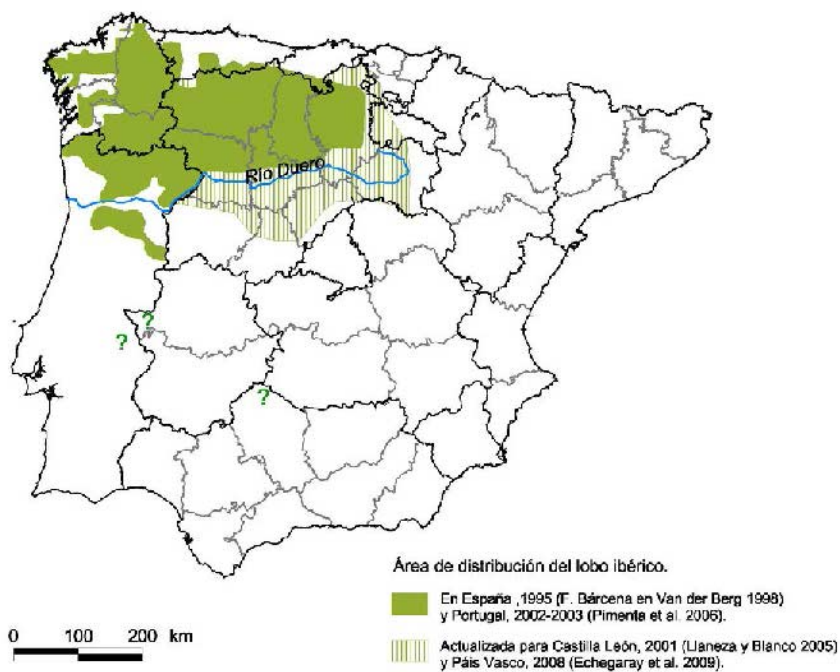


Fig. 1. Área de distribución del lobo en la Península Ibérica, modificado a partir de Van der Berg (1998). Los datos de España se han obtenido de F. Bárcena en Van der Berg (1998), Llaneza y Blanco (2005) y Echegaray *et al.* (2009). Los datos de Portugal se han obtenido de Pimenta *et al.* (2005).

Los lobos de la Península Ibérica se distribuyen por hábitats con diversas características ecológicas en cuanto a disponibilidad de recursos tróficos (Blanco *et al.* 1990b). En la Cordillera Cantábrica, en las sierras del este de Galicia y en las de León y Zamora coexisten con poblaciones importantes de ungulados silvestres. En el oeste y norte de Galicia, y noroeste de Portugal coinciden con el área de distribución de los ponis salvajes. Sin embargo en otras regiones las presas silvestres escasean y los únicos recursos tróficos disponibles para los lobos son el ganado y la carroña (Cuesta *et al.* 1991), por lo que no se puede hablar de una ecología trófica común para toda la Península.

En Galicia, el censo realizado por F. Bárcena en 1995 (Bárcena 1997), indicaba una población de unos 712 lobos, que ya había experimentado una reducción de un 30% desde 1975. Según Bárcena (1997), Galicia poseía entonces una de las poblaciones de lobo más estables de la Península, extendiéndose por el 75% de la región y escaseando únicamente en algunas áreas litorales, las más densamente pobladas. Los censos más recientes, realizados entre los años 1999 y 2003 (Llaneza y Ordiz 2003, Llaneza *et al.* 2004, Llaneza *et al.* 2005b), estimaban la población entre 480 y 660 lobos. Los datos de estos censos ponen de manifiesto el declive de la población, principalmente en cuanto a número de grupos reproductores. Bárcena (1997) registró la existencia de 76 parejas reproductoras, mientras que los censos más recientes registraron 60 grupos familiares (Llaneza *et al.* 2005a) y sólo en menos de 50 se consideró la reproducción segura o probable (Llaneza y Ordiz 2003, Llaneza *et al.* 2004, Llaneza *et al.* 2005b).

Bárcena (1977) distinguía en Galicia cuatro tipos de hábitats para el lobo, o áreas: 1) de cría de ganado libre, con abundancia de ponis salvajes y vacuno extensivo; 2) de caza mayor: las sierras orientales y sudorientales donde abundan los ungulados silvestres (Ancares, Caurel, Chaira, San Mamed, Invernadeiro); 3) intermedia, constituida por la mayor parte de Galicia, donde las densidades de lobo son escasas o nulas debido a la falta de fuentes de alimentación; 4) de granjas industriales, con densidades altas de lobos, que pasan inadvertidos debido a sus hábitos carroñeros. Hoy en día esta situación ha cambiado en buena medida: las carroñas de las granjas industriales ya no están disponibles para los lobos, debido a la promulgación por la Administración de diversas disposiciones sanitarias de carácter profiláctico; algunas especies de ungulados silvestres, particularmente corzo (*Capreolus capreolus*) y jabalí (*Sus scrofa*), han incrementado considerablemente sus áreas de distribución; y, por último, tanto las poblaciones de ponis salvajes como de vacuno extensivo en el monte se han reducido de manera notable.

1.3.3. Estatus legal del lobo. Perspectiva europea, española y gallega

La conservación del lobo en Europa está regulada por la Directiva Hábitats (*Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y la fauna y flora silvestres*) y el Convenio de Berna (*Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa*). En la Lista Roja de la IUCN (International Union for Conservation of Nature) el lobo se incluye en la categoría de preocupación menor (IUCN 2010).

Las poblaciones de lobo españolas al norte del río Duero figuran en el anexo V de la Directiva Hábitats, “especies animales y vegetales de interés comunitario cuya recogida en la naturaleza y cuya explotación pueden ser objeto de medidas de gestión”. Al igual que la población griega al norte del paralelo 39, la de la zona de cría de renos en Finlandia y las poblaciones letonas, lituanas, estonias y eslovacas. El resto de las poblaciones europeas, incluida la población española al sur del Duero, gozan de un mayor grado de protección, puesto que figuran en el anexo II de la Directiva Hábitats, “especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación”, y en el anexo IV, “especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta”. En cuanto a las especies incluidas en el anexo V, el artículo 14 establece que los Estados miembros “tomarán medidas para que la recogida en la naturaleza de especímenes de las especies de fauna y flora silvestres que figuran en el anexo V, así como su explotación, sean compatibles con el mantenimiento de las mismas en un estado de conservación favorable”.

En cuanto al Convenio de Berna, el lobo en Europa se encuentra incluido en el anexo II, “especies de fauna estrictamente protegidas”. España hizo una reserva para incluirlo en el anexo III, “especies de fauna protegidas”, para el cual se dispone en el artículo 7.2 que “cualquier explotación se regulará de tal forma que mantenga la existencia de sus poblaciones fuera de peligro”.

En la legislación española, la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, que consiste en la transposición de la Directiva Hábitats a la legislación española, incluye las poblaciones españolas de lobo al norte del Duero en su anexo VI, “especies animales y vegetales de interés comunitario cuya recogida en la naturaleza y explotación pueden ser objeto de medidas de gestión”, lo que equivale al anexo V de la Directiva Hábitats. En cuanto a las especies incluidas en el anexo VI, el artículo 52 establece que las Comunidades Autónomas

“deberán adoptar las medidas que sean pertinentes para que la recogida en la naturaleza de especímenes de las especies de fauna y flora silvestres de interés comunitario, que se enumeran en el anexo VI, así como la gestión de su explotación sean compatibles con el mantenimiento de las mismas en un estado de conservación favorable”.

Por tanto, la conservación del lobo en Galicia depende de la Comunidad Autónoma, que debe gestionar su población de acuerdo con lo establecido en la normativa Española y Comunitaria, es decir, asegurando que la gestión de su explotación sea compatible con el mantenimiento de su población en un estado de conservación favorable. En el decreto 284/2001, de 11 de octubre, por el que se aprueba el reglamento de caza de Galicia, el lobo se incluye en el anexo IV como especie cazable, pero, hasta la fecha, las órdenes anuales de vedas sólo han autorizado la caza del lobo por daños. Actualmente el Plan de Gestión del lobo en Galicia (decreto 297/2008, de 30 de diciembre) contempla la posibilidad de caza del lobo por parte de las sociedades de cazadores en zonas de alta densidad de lobos y ganado, así como el control de los lobos por parte de la Administración en zonas con menor densidad de lobos cuando se producen daños repetitivos.

1.3.4. Importancia de los estudios de la dieta y de la ecología trófica del lobo

Gran parte de la bibliografía de revisión sobre la ecología del lobo (Mech 1974, Landry 2004, Nowak 2005) coincide en exponer que éste posee una gran capacidad de adaptación, y así lo atestigua su presencia en lugares muy humanizados de Europa (Linnell *et al.* 2001). Pero el lobo, al igual que otras especies, posee unos requerimientos ecológicos mínimos, que Landry (2004) resume en: alimento, zonas de refugio donde puedan descansar seguros y lugares para la reproducción constituidos por zonas tranquilas y próximas a un punto de agua. La existencia del lobo en un lugar está condicionada a la abundancia y disponibilidad de alimento (Fuller *et al.* 2003), es decir, una cantidad suficiente de presas silvestres, domésticas, o carroña. Boitani (2003) define un hábitat adecuado para el lobo como aquel que le proporciona alimento y donde la mortalidad causada por el hombre no se produce a un ritmo mayor que su tasa de reproducción. Es lógico que la dieta de los carnívoros sea uno de los primeros aspectos que se deba abordar a la hora de analizar su ecología. Conocer la dieta de un depredador es el punto de partida para adoptar soluciones para su conservación y determinar qué conflictos con la población local pueden surgir, qué tipo de ganado se debe proteger para evitar estos conflictos y qué presas silvestres se deben potenciar.

La dieta es un aspecto de la ecología del lobo ampliamente estudiado, como se pone de manifiesto en la revisión de Peterson y Ciucci (2003). En Norteamérica se ha estudiado desde los años 40 (Murie 1944, Young y Goldman 1944, Voigt *et al.* 1976, Scott y Shackleton 1980, Fritts y Mech 1981, Ballard *et al.* 1987, Potvin *et al.* 1988, Fuller 1989, Huggard 1993, Stahler *et al.* 2006). En Europa y Asia los primeros estudios se remontan a los años 50 (revisión en Hepner y Naumov 1998). Concretamente en la Península Ibérica se comenzó el estudio de la dieta del lobo en la década de 1970 (Valverde 1971, Castroviejo *et al.* 1975, Paixão de Magalhães 1975). Desde entonces, y especialmente en los últimos 20 años, se han publicado numerosos trabajos en toda Europa: Polonia (Reig y Jędrzejewski 1988, Śmietana y Klimek 1993, Jędrzejewski *et al.* 2000, Nowak *et al.* 2005), Italia (Mattioli *et al.* 1995, Meriggi *et al.* 1996, Capitani *et al.* 2004, Pezzo *et al.* 2003, Mattioli *et al.* 2004), Bielorrusia (Sidorovich *et al.* 2003), Alemania (Ansorge *et al.* 2006), Finlandia (Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000), Portugal (Vos 2000), y por supuesto España (Reig *et al.* 1985, Salvador y Abad 1987, Vilà *et al.* 1990, Cuesta *et al.* 1991, Llaneza *et al.* 1996, 2000). Los trabajos de Valverde (1971), Castroviejo *et al.* (1975), Reig *et al.* (1985) y Cuesta *et al.* (1991) aportan datos sobre la dieta del lobo en gran parte de su área de distribución. El resto constituyen estudios regionales: en Asturias (Llaneza *et al.* 1996, 2000) en el este de León (Salvador y Abad 1987) y en Zamora (Vilà *et al.* (1990). Como trabajos de revisión de la dieta del lobo en Europa destacan los de Okarma (1995) y de Meriggi y Lovari (1996). También se han publicado trabajos en la India (Jhala 1993), Mongolia (Hovens *et al.* 2000, Hovens y Tungalaktuja 2005, Van Duyn *et al.* 2009) y China (Liu y Jiang 2003).

En Galicia, se han realizado algunos estudios durante los años 70 con muestras procedentes del norte de Lugo (Bárcena 1976), de los Montes do Invernadeiro (Bárcena 1977), y de diversas áreas de Galicia (Guitián *et al.* 1979). Recientemente Barja (2009) describe la dieta de los lobos en una zona de los Macizos Centrales Orensanos. En varios trabajos sobre la alimentación del lobo en España (Valverde 1971, Castroviejo *et al.* 1975, Cuesta *et al.* 1991) también se aporta información sobre la dieta en Galicia, siendo Cuesta *et al.* (1991) quienes la describieron basándose en una muestra más representativa. De los resultados de estos autores se desprende la existencia de una zona oriental en la que los lobos se alimentaban, entre los años 70 y 80, principalmente de presas silvestres, a diferencia del resto de Galicia, donde los animales domésticos, la carroña y los ponis salvajes constituían el grueso de la dieta del lobo (Bárcena 1976, Guitián *et al.* 1979, Cuesta *et al.* 1991).

Para el estudio de la dieta de especies de hábitos discretos, como son la mayoría de los depredadores de la región Holártica, generalmente se emplea el análisis de muestras postingeridas, tanto excrementos como tractos digestivos (Litvaitis 2000). El análisis de

excrementos presenta varias ventajas: no es destructivo, resulta escasamente invasivo, posibilita la recolección de una gran cantidad de muestras y en el caso de los carnívoros la preparación de las muestras en algunos casos puede ser mínima (Litvaitis 2000, Spaulding *et al.* 2000, Peterson y Ciucci 2003, Darimont *et al.* 2008). Como inconveniente podríamos citar que siempre cabe una cierta posibilidad de error en la asignación específica de los excrementos (Litvaitis 2000), error que no existe si la muestra es tomada directamente de los tractos intestinales de ejemplares abatidos. Un inconveniente del análisis de muestras postingeridas (excrementos y tractos digestivos) es que permite conocer qué especies componen la dieta, pero no proporciona información sobre el comportamiento depredatorio de los lobos (Peterson y Ciucci 2003), pues no permite determinar que parte de la dieta proviene de la actividad depredatoria de los lobos y cuál del consumo de carroñas. Por tanto, para estudiar el comportamiento depredatorio, se debe complementar con métodos directos consistentes en la observación de la acción depredatoria de los lobos y en la localización y análisis de los restos de las presas abatidas. Este tipo de trabajos han sido llevados a cabo inicialmente mediante el seguimiento desde aeroplano de los lobos en la nieve (Mech 1966) y posteriormente gracias al desarrollo de la radiotelemetría (Peterson *et al.* 1984, Ballard *et al.* 1987, Fuller 1989, Hebblewhite 2001). El radiomarcaje de las presas (Oakleaf *et al.* 2003, Smith *et al.* 2006, Barber-Meyer *et al.* 2008, Breck *et al.* 2011) también se presenta como un método adecuado.

A la vista de los problemas que se plantean en el estudio del comportamiento depredatorio de los lobos, el análisis de los excrementos puede ir más allá de la mera identificación de las especies consumidas y tratar de establecer indicadores que esclarezcan el comportamiento alimentario o depredatorio de los lobos en una región. El análisis de pezuñas y huesos permite determinar la edad de los individuos consumidos y llegar a obtener patrones de selección de presas (Voigt *et al.* 1976, Śmietana y Klimek 1993, Mattioli *et al.* 1995, Llaneza *et al.* 1996, Arjo *et al.* 2002, Jędrzejewski *et al.* 2002, Pezzo *et al.* 2003, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005). El desarrollo de las técnicas moleculares y la imaginación abren una puerta a un mundo de posibilidades en el estudio de la ecología de los lobos a partir de excrementos (Darimont *et al.* 2008). No existen trabajos que hayan realizado un análisis detallado de los materiales que componen las heces de lobo, pero resultarían de gran interés, puesto que facilitarían su reconocimiento a investigadores que deseen realizar futuros trabajos basados en el análisis de los excrementos; al mismo tiempo, permitirían el diseño de estudios que fueran más allá de la mera identificación de las presas contenidas y que trataran de describir ciertos aspectos del comportamiento de los lobos: hábitos depredatorios, carroñeros, su forma de devorar las presas según su tamaño, o incluso sobre su práctica de enterrar comida.

Existen varios estudios que apuntan a la preferencia del lobo por una determinada presa de entre varias disponibles en una localidad (Scott y Shackleton 1980, Fritts y Mech 1981, Potvin *et al.* 1988, Mattioli *et al.* 1995, Meriggi *et al.* 1996, Jêdrzejewski *et al.* 2000, Capitani *et al.* 2004, Sidorovich *et al.* 2003, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005, Ansorge *et al.* 2006, Stahler *et al.* 2006, Barja 2009). El hecho de que una determinada especie de ungulado se convierta en la presa principal del lobo depende de factores como su abundancia, tamaño, vulnerabilidad física, comportamiento defensivo y condiciones ambientales (Mech *et al.* 1998). La abundancia de una presa concreta se intuye como el factor determinante a la hora de constituirse en la más depredada por el lobo en una localidad, aunque también puedan existir otras variables que afecten a la vulnerabilidad de la presa, o incluso darse patrones de especialización sobre una determinada especie. Por todo ello, resulta de particular interés el análisis de la dieta del lobo en Galicia en relación con las disponibilidades tróficas.



1.4. Los ponis salvajes de Galicia (*Equus ferus atlanticus*)

1.4.1. La población de ponis salvajes de Galicia

El caballo (*Equus ferus*) es un mamífero perteneciente al orden Perissodactyla, familia Equidae. Además de la población doméstica de *Equus ferus caballus*, existen numerosos contingentes que viven en libertad, conocidos por caballos cimarrones, mesteños o salvajes, procedentes todos ellos de animales domésticos escapados o liberados (Boyd y Keiper 2005).

Los ponis objeto de nuestro estudio pertenecen a la población gallega de ponis salvajes. Recientemente Bárcena (2012) ha sugerido la denominación de *E. f. atlanticus* para las poblaciones de ponis del norte de la Península Ibérica y de las islas del Atlántico Norte, así como para los ecotipos y razas que puedan descender de ellos, por considerar que se trata de un taxón subespecífico bien diferenciado, con características morfológicas y ecológicas propias, que los distinguen de los caballos propiamente dichos (*E. f. caballus*). Este mismo autor también ha propuesto el nombre común de garranos para designar a este tipo de ponis, el cual es un vocablo de origen celta que pervive en Portugal, Irlanda y Escocia (Bárcena 2012). Magdalena y Vidal (1984) los denominaron concretamente Garranos Galaicos. En el título de sus tesis, Iglesia (1973) los denomina “Caballos gallegos explotados en régimen de libertad o caballos salvajes de Galicia”, si bien sugiere la denominación de poni como más adecuada. Popularmente son conocidos por “bestas do monte” o “burras”, siendo esta última denominación un localismo de A Serra da Groba. Los únicos datos conocidos sobre el censo de esta población se deben a Pedro Iglesia (1973), quién en el censo que él mismo realizó en 1970, la estimó en 21.690 cabezas. Las provincias con mayor población eran Lugo (14.800 cabezas) y Pontevedra (4.750 cabezas), seguidas de A Coruña (1.950 cabezas) y Ourense (160 cabezas). Los ponis salvajes de Galicia (Fig. 2) se distribuyen por las sierras de la provincia de Pontevedra, los montes del litoral occidental de la provincia de Coruña, la Dorsal Gallega y las sierras del norte de las provincias de A Coruña y Lugo (Iglesia 1973).

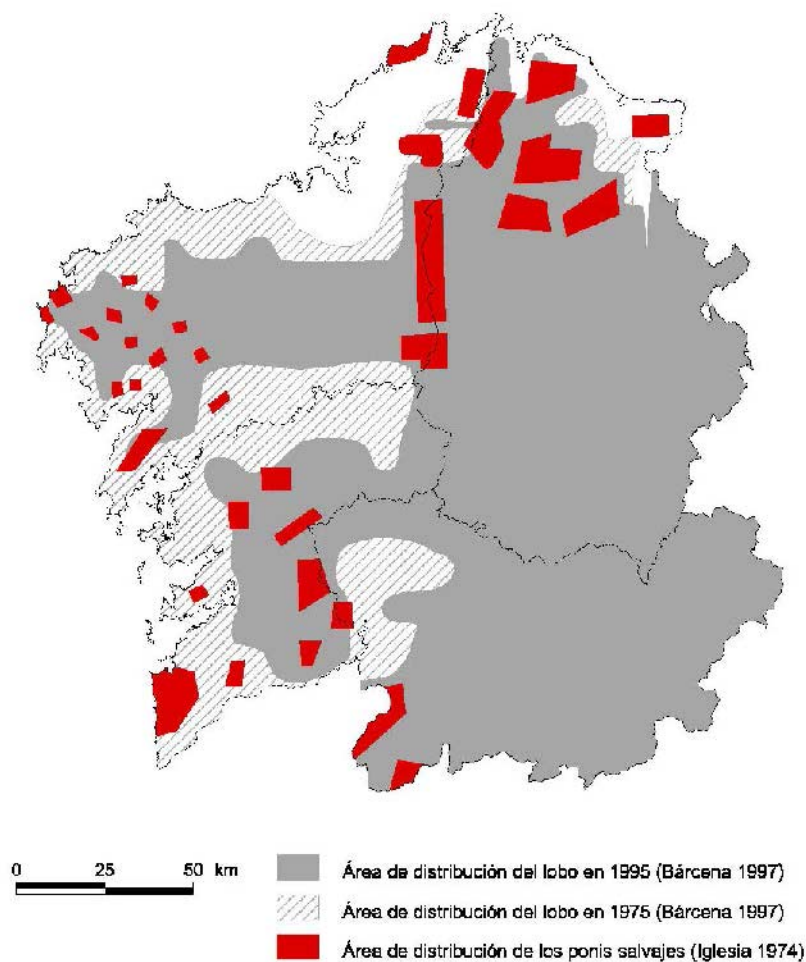


Fig. 2. Principales zonas de distribución de la población de ponis salvajes en Galicia en 1971, adaptado de Iglesia (1974), en comparación con el área de distribución del lobo en Galicia en 1975 y en 1995, adaptado de Bárcena (1997).

El censo de ponis se ha visto reducido durante estos 35 años, como consecuencia de los conflictos originados con los propietarios de tierras, a causa de incursiones esporádicas de los ponis en prados, cultivos y repoblaciones forestales (Magdalena y Vidal 1984, Bárcena y Hermida 2003), llegándose a prohibir su presencia en determinados montes. Pero esta reducción ha sido más acusada a partir del año 2008, como consecuencia de la promulgación del Decreto 268/2008 de la Consellería de Medio Rural de la Xunta de Galicia, por el que se establecieron normas reguladoras de registro e identificación de los animales equinos,

equiparándose en estas obligaciones los ponis salvajes a los caballos domésticos. Tradicionalmente los ponis salvajes han venido siendo explotados por su carne, así como por sus crines, que se empleaban para la fabricación de cepillos y cuerdas; también eran capturados y domados para ser empleados como animales de transporte, carga y trabajo (Iglesia 1974a, Bárcena y Hermida 2003). El uso de los ponis para transporte y carga ha desaparecido (Iglesia 1974a) debido a la mecanización de la agricultura y a la aparición de nuevos medios de transporte, las crines ya no son valiosas y de los ponis del monte únicamente se continúa aprovechando la carne de los potros.

Hoy en día, generalmente se considera que todas las poblaciones de caballos en libertad proceden de caballos domésticos y que el único caballo salvaje que existe es el takhi o caballo de Przewalski (*Equus przewalskii*) (Rubenstein 2011). El caballo de Przewalski se extinguió en libertad en la década de 1960, pero había sido preservado en zoológicos, lo que permite que en la actualidad esté siendo reintroducido en diversas localidades de su antigua área de distribución en Mongolia (Wakefield *et al.* 2002). También en Eurasia el tarpán (*E. f. ferus*), otro caballo salvaje, sobrevivió hasta tiempos recientes (Bökönyi 1987, Olsen 2006). Este caballo era numeroso en el este de Europa, especialmente en la estepa Ucraniana, hasta que a finales del siglo XVIII su población comenzó a descender gradualmente debido a la caza (Bökönyi 1987). Su existencia fue documentada en el norte de Alemania, Lituania, Polonia y oeste de Rusia, aunque probablemente su distribución fuera mucho más amplia (Olsen 2006). El último tarpán en libertad murió en Ucrania en 1851 (F. E. Zeuner en Olsen 2006), sobreviviendo en cautividad hasta 1918-1919 (Olsen 2006). Este caballo salvaje es considerado por algunos autores (Bökönyi 1987, A. Forsten 1988 en Olsen 2006) el antecesor de los caballos domésticos modernos.

En América, la consideración sobre la procedencia doméstica de los caballos en libertad es cierta, pues los caballos se extinguieron en el Holoceno (Bennett y Hoffmann 1999, Lorentz 2010). Sin embargo, en Europa y Asia, como hemos visto, los caballos salvajes pervivieron hasta el siglo XIX. Existen una serie de argumentos zooarqueológicos y genéticos que sugieren que la población gallega de ponis salvajes es un remanente de la fauna del Pleistoceno (Bárcena 2012). Como afirma Bárcena (2009), no existen evidencias de que los ponis de Galicia procedan de poblaciones domésticas, sino que todo indica que proceden de los équidos salvajes preexistentes en el norte de España, y que incluso el poni del norte de la Península Ibérica podría constituir el tronco original de todos los ponis atlánticos (Exmoor, Dartmoor, New Forest, entre otros).

En el norte de la Península Ibérica, el caballo aparece documentado en el registro fósil desde el Pleistoceno Medio (Rosas *et al.* 2001, 2004, Van der Made 2001, Van der Made *et al.* 2003). En esta época su dispersión geográfica está limitada por el escaso número de yacimientos de estas cronologías (J. Yravedra, *in litt.*) y en la Cordillera Cantábrica únicamente aparece en la del Castillo de Puente Viesgo en Cantabria (Cabrera, 1984). En el Pleistoceno Superior el número de yacimientos con restos de caballo es muy abundante (Altuna 1980, Yravedra 2001, Yravedra, *in litt.*). Con anterioridad al 35.000 AP aparece caballo en muchos yacimientos de la Península: Cordillera Cantábrica, Aragón, Cataluña, Valencia y Alicante, Murcia, Extremadura, Portugal (Altuna 1980, Yravedra 2001, J. Yravedra, *in litt.*), siendo la especie más abundante en la mayor parte de ellos (Yravedra 2001). En las fases finales del Pleistoceno Superior, según J. Yravedra (*in litt.*), continúa estando presente en muchos yacimientos de la Cordillera Cantábrica, Cataluña, Alicante, Cuenca, Madrid, pero con menor presencia relativa. También en Galicia se ha registrado la presencia de caballo en diversos yacimientos pleistocenos (Alberdi 1982, 1985, Grandal y Vidal Romaní 1991, 1997, López González 2003). En el Holoceno, se han registrado algunas citas en yacimientos neolíticos de Cataluña, Segovia, Extremadura, Valencia y el País Vasco (Olaria 1988; Lizcano *et al.* 1991; Altuna & Marízkurrena 2009) y en Galicia (Grandal 1991, Grandal *et al.* 1997, C. Fernández *et al.* en López González 2003). Por otro lado, entre las pinturas rupestres de la Cordillera Cantábrica se encuentran frecuentes representaciones de caballos correspondientes al Paleolítico Superior (González Sainz *et al.* 2003). De entre estas representaciones se podrían destacar, por el número de caballos representados y por su naturalidad, las de la Cueva de Tito Bustillo, descritas por Moure Romanillo (1980) y las de la Cueva de Ekain, descritas por Altuna (1994), ambas del periodo Magdaleniense (15.000-8.000 AP).

Por lo tanto, la presencia de caballos salvajes en el norte de la Península Ibérica antes de la domesticación ha sido puesta de manifiesto por la presencia de restos en yacimientos del Pleistoceno y del Holoceno, así como por su abundancia en las pinturas rupestres de esas cronologías. Según J. Yravedra (*in litt.*), algunos autores sugieren que la menor proporción del caballo en algunos yacimientos del final del Pleistoceno superior pudo deberse a una rarefacción de los caballos en algunos ecosistemas o incluso a su extinción. Sin embargo, la revisión realizada en el párrafo anterior, junto con los trabajos de Liesau (2005), sugiere que la presencia de caballo en el norte de la Península Ibérica fue constante desde el Pleistoceno Medio hasta el Calcolítico, fecha señalada como el momento de la domesticación del caballo (Altuna 1980; Altuna & Marízkurrena 2009). Asimismo, su presencia en yacimientos neolíticos del norte de la Península Ibérica indica que no se extinguió y que las teorías que hablan de una extinción del caballo a finales del Pleistoceno en esta zona están equivocadas.

Hoy en día, se ha comprobado el origen múltiple del caballo doméstico, que implica una domesticación en diversos lugares y diferentes épocas a partir de los animales salvajes existentes en cada zona (Vilà *et al.* 2001). Concretamente el trabajo de Lira *et al.* (2010) indica que los caballos primitivos de la Península Ibérica del Neolítico y de la Edad de Bronce, fueron incorporados en los contingentes domésticos, lo que sugiere la existencia de un episodio de domesticación independiente en la Península Ibérica o la utilización de yeguas salvajes para reforzar los stocks domésticos. El trabajo de Achilli *et al.* (2012) también indica la posibilidad de que, por lo menos, un evento de domesticación haya ocurrido en el oeste de Europa, posiblemente en la Península Ibérica. Ambos escenarios implican la pervivencia de una población de caballos salvajes en la Península Ibérica hasta el momento de la domesticación y que la domesticación no fue acompañada de una extinción de los caballos salvajes preexistentes.

El trabajo de Warmuth *et al.* (2011) sobre diversidad genética en las razas tradicionales de caballos europeos ha revelado recientemente la existencia de dos puntos calientes de diversidad genética: uno en la región del Caspio (oeste de Asia) y otro en el norte la Península Ibérica. Este resultado sugiere que el norte de la Península Ibérica constituyó un refugio para los caballos salvajes durante el Holoceno. Asimismo, pone de manifiesto niveles bajos de diversidad genética en el centro de Europa y en las Islas Británicas y alto en el norte de la Península Ibérica, lo que sugiere que los caballos domésticos de estas regiones proceden en gran medida de caballos traídos de los refugios holocenos del este de Europa y del norte de la Península Ibérica, o de ambos. Resultados que apoyan plenamente las hipótesis de Bárcena (2012) sobre la calidad ancestral de los ponis del norte de la Península Ibérica en general, y de la población de garranos salvajes de Galicia en particular.

Una de las hipótesis más extendida desde el siglo XIX sobre el origen de los ponis del noroeste de la Península Ibérica es su origen celta. Iglesia (1973) cita numerosos estudios que coinciden en asignar a las invasiones celtas el origen del poni en Galicia. Como hemos visto, la revisión de la presencia de caballo en el registro fósil de la Península Ibérica no aporta ningún elemento de juicio para pensar que la población de ponis salvajes del norte de la Península se extinguió y fue sustituidas por otras doméstica de origen celta como sugieren diversos autores (revisión en Iglesia 1973). En Galicia no se dan las condiciones óptimas para la existencia de pinturas rupestres en cuevas (Iglesia 1973), pero son abundantes los petroglifos, o grabados al aire libre sobre rocas, especialmente en la zona costera de la provincia de Pontevedra (Vázquez Varela 1983). En cierto número de estos petroglifos aparecen grabados de caballos, en ocasiones montados por figuras antropomorfas, que han sido datados al final de la Edad de Bronce (Iglesia 1973, Vázquez Varela 1983). Esto indica que los pueblos precélticos ya conocían la existencia del caballo (López Cuevillas 1951, Iglesia 1973). A. Sánchez (1960) en

Iglesia (1973) opina que la población caballar que importó el pueblo celta no debió de ser numerosa y no influyó en nuestros equinos. Iglesia (1973) hace una extensa revisión de las teorías existentes sobre el origen de las razas actuales de los llamados ponis celtas y concluye que no existen datos concretos que permitan clarificar sus antecedentes. Sin embargo, pone de manifiesto que los pobladores de Galicia ya conocían el caballo antes de la llegada de los pueblos celtas, aunque no expone de una manera clara su opinión acerca del posible origen celta o no de los ponis de Galicia.

Por lo tanto, la evidencia paleontológica y zooarqueológica pone de manifiesto la presencia primitiva de poblaciones de caballos en el norte de la Península Ibérica hasta la época de domesticación del caballo y tras la misma.

1.4.2. Descripción del poni gallego

Según Iglesia (1973), los ponis salvajes de Galicia se caracterizan por ser de tipo elipométrico o de pequeño tamaño (yeguas: peso medio = 225 - 334 kg; alzada media = 119-130 cm), de silueta recta, proporciones longilíneas, cruz ligeramente destacada en su unión con el dorso, línea dorso-lumbar hundida y vientre voluminoso y caído debido a una alimentación excesivamente fibrosa y escasa en elementos nutritivos, extremidades cortas y cañas más bien delgadas en comparación con el volumen corporal, cabeza grande y alargada, ojos pequeños y negros, orejas pequeñas, móviles y velludas, cara alargada, labios desarrollados, firmes y duros. En cuanto al pelaje (Iglesia 1973) los describe con crin y cola muy pobladas por cerdas bastas, largas y gruesas, pelo abundante, largo y basto en invierno como protección ante el frío y la humedad, mientras que en verano el pelaje es fino, brillante y corto; poseen cernejas con abundantes pelos largos que arrancan del tercio inferior de la caña y cubren el menudillo. La capa característica es la castaña; en la Groba registró un porcentaje de ponis de capa castaña del 92%, mientras que en el Norte de Lugo y en la Región central de Galicia osciló entre 50-70%; otras capas que aparecen con frecuencia son alazana, negra y torda. Generalmente poseen manchas blancas naturales en la cabeza y en la parte inferior de las extremidades: en la Groba un 70-80% de los ponis presentan manchas en la frente en forma de lucero, estrella o cordón corrido, en el norte esta característica la presentan menos del 40% de los animales y en el centro el 80% (Iglesia 1973). Este autor también describe la presencia frecuente de un gran bigote oriental sobre el labio superior, y R. Codina (en Iglesia 1973) destaca que algunos ponis presentan una especie de barba por debajo de la quijada. Las características más destacables se

recogen en la figura 3. El trabajo sobre el caballo gallego de monte de Sánchez García *et al.* (1996) se hace eco de esta descripción.

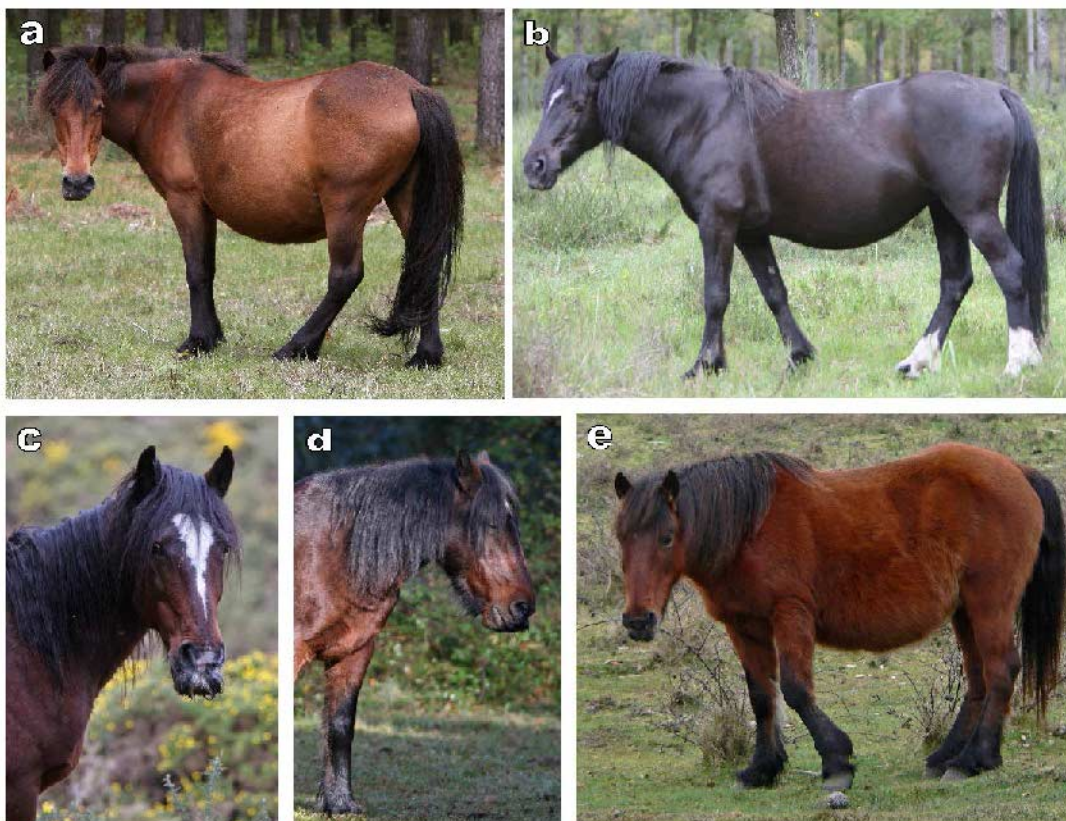


Fig. 3. Algunas de las características más destacables de los ponis salvajes de Galicia descritas por Iglesia (1973): (a) cruz ligeramente destacada en su unión con el dorso, línea dorso-lumbar hundida y vientre voluminoso y caído; (a) capa generalmente castaña; (b) manchas blancas naturales en la cabeza y en la parte inferior de las extremidades, (c) bigote oriental sobre el labio superior; (d) barba por debajo de la quijada; (d) cabeza grande y alargada, labios desarrollados; (e) crin y cola muy pobladas, pelo abundante, largo y basto en invierno; (b) pelaje fino, brillante y corto en verano; (e) cejas con abundantes pelos largos (Fotografías: F. Bárcena).

P. Iglesia (1973) distinguió en Galicia tres ecotipos de ponis. Los de la Groba, o del suroeste de la provincia de Pontevedra, son los más pequeños, siendo el peso medio de las yeguas de 224,5 kg y su alzada 119 cm (rango = 111-128), y los más homogéneos morfológicamente, con una clara predominancia de las capas castañas y una alta frecuencia de

individuos con bigote (60%), caracteres que, junto con otros, este autor relaciona con la pureza de la raza. Los de la Región Central son de talla intermedia (peso medio yeguas = 276,5 kg, y alzada media = 128, SD = 5,77, rango = 114-142), presentando un rango más amplio en cuanto a medidas, así como también mayor variabilidad de capas, aumentando la proporción de tordas, alazanas y negras (Iglesia 1973). Los del Norte son los más grandes, con una alzada media de 130 cm (SD = 6,22, rango = 118-144) y un peso medio de 334 kg (Iglesia 1973); este autor opina que son los menos puros pues se han introducido algunos sementales de origen bretón del depósito de sementales de León, y otros de Asturias, para obtener potros de mayor aptitud cárnica.

Jordana (2005) clasifica al Poni Gallego, junto con el Garrano portugués, Asturcón, Losino, Jaca Navarra y Pottoka, en el grupo de los denominados ponis celtas atlánticos, mientras que incluye las demás razas de la Península Ibérica: Sorraia, Lusitana, Andaluza, Mallorquina y Menorquina, en el grupo de caballos ibéricos, los cuales afirma que provienen del norte de África. Jordana y Parés (1999) distinguen morfológicamente los llamados ponis ligeros: Sorraia, Garrano portugués, Cabalo Galego, Asturcón, Pottoka, Losino, Jaca Soriana y Jaca Navarra de las demás razas de la Península Ibérica y Baleares. El Asturcón (de Asturias) y el Losino (de Burgos) son los que constituyen poblaciones más diferenciadas genéticamente de entre las razas cántabro-pirenaicas, mientras que el Poni Gallego se sitúa muy cercano al Pottoka vasco y a la Jaca Navarra, incluyéndose todos ellos en el grupo de los ponis celtas atlánticos (Cañón *et al.* 2000). Morfológicamente el Poni Gallego está más próximo al Asturcón, seguido del Pottoka, Jaca Navarra y Losino (Jordana y Parés 1999). Luís *et al.* (2007) han observado un grupo genéticamente relacionado, formado por los Garranos del noroeste de Portugal con las razas británicas: Connemara, Poni de Shetland y Poni de Exmoor, poniendo de manifiesto la relación genética entre los ponis del norte de la Península y los de las Islas Británicas, debido, según estos autores, a que todos ellos comparten una conexión celta.

En 1998 se creó el Libro Genealógico del Cabalo Galego de Monte y se definió el prototipo racial (Pose *et al.* 2001). Al poco tiempo se estableció la reglamentación específica del Libro Genealógico del que se denominó “Cabalo de Pura Raza Galega” (Orden del 4 de abril de 2001, DOGA n.º 74, 17 de abril de 2001), que se incluye dentro de las razas gallegas en peligro de extinción (Fernández *et al.* 2001). A juzgar por la descripción recogida por Fernández *et al.* (2001), la definición de esta raza no admite la variabilidad morfológica existente en el poni salvaje gallego. Las manchas blancas apenas son admitidas para esta nueva raza, cuando Iglesia (1973) afirma que la presenta un 70-80% de la población de los ponis gallegos más puros, que considera son los de la Groba. También en cuanto a la alzada, Bárcena y Hermida (2003) ya pusieron de manifiesto que el rango de alturas definido para pertenecer a esta raza (120-140 cm)

era muy superior al registrado en su día por P. Iglesia para los ponis gallegos, particularmente para la población de los montes de la Groba. Por lo tanto, cuando a lo largo de esta memoria mencionemos al poni gallego, no nos estaremos refiriendo a la raza doméstica de caballo denominada “Cabalo de Pura Raza Galega”, sino a los que presentan las características descritas por Iglesia (1973) como propias del poni gallego y que desarrollan todo su ciclo vital en el monte, sobreviviendo a las duras condiciones ambientales de las sierras en las que habitan.

1.4.3. Sistema de manejo

Son conocidos como caballos salvajes, mostrencos o caballos explotados en régimen de libertad (Iglesia 1973), las dos últimas formas de referirse a ellos no son correctas, ya que el término “mostrenco” significa sin dueño, y el término “explotados en régimen de libertad” hace pensar en que se trata de ganado. Realmente, se trata de animales salvajes, aunque con dueños. No están domesticados y viven en áreas naturales totalmente sometidos a las inclemencias del hábitat, incluida la depredación por lobo, y a unos ciclos biológicos adaptados al medio e independientes del manejo humano. Su manejo es mínimo y habitualmente consiste en agruparlos una vez al año para cortarles las crines, marcarlos, retirarles los potros (Iglesia 1974a, Cabada 1992), aunque generalmente no se logra capturar a todos los efectivos. La extracción anual de los potros altera el sex ratio y la estructura por rangos de edad de las manadas. Por lo demás, viven en áreas naturales y poseen un comportamiento social propio de los caballos salvajes, caracterizado por un sistema reproductivo poligínico (Boyd y Keiper 2005) y por una estructura social formada por manadas de varias yeguas y sus potros que van acompañadas de uno o varios sementales (Berger 1986, Oom y Santos Reis 1986, Pacheco y Herrera 1997, Linklater 2000, Linklater y Cameron 2000, Boyd y Keiper 2005). Aunque en la población manejada de Galicia generalmente no hay más de un semental por cada grupo de hembras. Permanecen en el monte a lo largo de todo el año, no reciben cuidado alguno ni alimentación suplementaria. Los “besteiros” realizan cierta vigilancia en invierno para evitar que bajen a los sembrados y, sobre todo, durante la época de partos para saber cuáles de sus yeguas paren. “Besteiros” es el nombre con el que se conoce a los dueños de los ponis salvajes. Popularmente a las yeguas se las denomina “bestas”. En ocasiones se sustituye el garañón, se compra alguna yegua nueva de otro monte cercano o se venden las yeguas viejas. Algunos de los montes en los que habitan están cercados en todo o en parte de su perímetro, con los accesos cerrados mediante cancelas o pasos canadienses, lo que reduce la movilidad de los ponis.

Además de la población de ponis salvajes, en Galicia existe un contingente de ponis domesticados, puros o cruzados con caballo, que son utilizados tradicionalmente para trabajo y para la monta. Iglesia (1973) dice que no se puede hablar de un aislamiento entre ambas poblaciones, produciéndose cruzamientos entre ellas. Algunos animales salvajes se doman y otras veces los caballos domésticos son soltados al monte para que aprovechen los pastos. La mayoría de los caballos domésticos que se ven por las aldeas de Galicia, presentan similares características morfológicas que los ponis salvajes.

1.4.4. Las poblaciones de caballos salvajes en el mundo

En la actualidad, existen importantes poblaciones de caballos que viven en libertad en diversos lugares de Mundo. En Australia encontramos la población de caballos cimarrones, allí denominados “brumbies”, más numerosa, con un millón de individuos (B. Hampson, com. pers.). En Estados Unidos de América los caballos salvajes, llamados “mustang”, se distribuyen por varios estados del Oeste, como Nevada, Wyoming y Montana, entre otros (Feist y McCullough 1975, Berger 1986, Wolfe 1986, Turner *et al.* 1992, Turner y Morrison 2001), así como en algunas islas de la costa atlántica, como la Isla Assateague (Keiper 1985) y Shackleford Banks (Rubenstein 1981). La población de “mustang” se estima en unos 37.000 individuos antes de la época de cría (The Bureau of Land Management 2003). En Canadá existen poblaciones de caballos salvajes en la Columbia Británica y en Alberta (Salter y Hudson 1978) y ponis en la isla atlántica de Sable (Welsh 1975). En Nueva Zelanda existe una población de unos 500 caballos salvajes, que toman su nombre de los montes donde habitan, “Kaimanawa”, (Linklater *et al.* 2004). En las Islas Británicas, existen diversas razas de ponis criados en libertad: Exmoor, Dartmoor y New Forest, entre otros; los New Forest son los que cuentan con una población más numerosa, unos 2.500 individuos (Tyler 1972). En el Delta del Danubio, en Rumanía, viven unos 2.000 caballos en libertad (Meissner 2006, Nature 2007). En Francia son famosos los caballos de la Región de Camargue (Monard *et al.* 1997). En Portugal existe una importante población de ponis en libertad en el norte del país, en la frontera con Galicia, denominados “garranos” (Oom y Santos Reis 1986), que en realidad forman parte de la misma población que los ponis salvajes de Galicia. En el resto del norte de España, existen poblaciones de ponis en libertad: Asturcón en Asturias (Vega *et al.* 1997, Asociación de Criadores de Ponis de Raza Asturcón 2009), Pottoka en el País Vasco y Jaca Navarra en Navarra (Pascual Moro y Intxausti del Casal 1998). En el Parque Nacional de Doñana existe una pequeña población salvaje del denominado Caballo de las Retuertas, que se encuadra dentro de las razas españolas pero con unas características propias distintivas (Calderón y Vega

2009). En África destaca por la singularidad y dureza de su hábitat, la población de 200-300 caballos que habita en el desierto del Namib (Stoffel-Williams y Stoffel-Williams 1999). En Asia la población de takhi reintroducido en Mongolia es de unos 325 individuos en la actualidad (Boyd *et al.* 2008). En Sudamérica existen poblaciones de caballos en libertad en los Llanos de Venezuela (Pacheco y Herrera 1997) y en el Parque Provincial de Tornquist, Argentina (Scorolli y López Cazorla 2010).

La población de ponis salvajes de Galicia, de unos 22.000 individuos según Iglesia (1973) -desde entonces no ha sido realizado un nuevo censo-, constituye la tercera en importancia numérica en el Mundo, después de las de Australia y Estados Unidos. A pesar de la evidente importancia de esta población, ha permanecido al margen del interés científico salvo honrosas excepciones, como la tesis del Dr. Pedro Iglesia (1973), que abarca aspectos biológicos, ecológicos, históricos, culturales y de manejo. Publicaciones recientes han abordado algunos aspectos genéticos (A. Iglesias *et al.* en Sánchez García *et al.* 1996, Cañón *et al.* 2000), raciales y hematológicos (L. Sánchez García *et al.* (1989) en Sánchez García *et al.* 1996), así como taxonómicos (Bárcena 2012), pero el poni galego de monte sigue siendo prácticamente desconocido.

1.4.5. Los caballos salvajes y sus depredadores: la interrelación entre lobos y ponis salvajes en Galicia

La singularidad de la población gallega de ponis salvajes, además de deberse a su carácter y numerosidad, se debe también a su coexistencia con el lobo. En el Mundo, los caballos salvajes son presas potenciales de varios grandes depredadores y, donde estos coexisten, la depredación puede llegar a ser una importante causa de mortalidad, aunque centrada básicamente en los potros (Oom y Santos Reis 1986, Turner *et al.* 1992, Turner y Morrison 2001).

En Norteamérica, el puma determina en gran medida la dinámica de la población de los caballos salvajes del Gran Basin (Greger y Romney 1999) y de Montgomery Pass Wild Horse Territory, en la frontera entre California y Nevada (Turner *et al.* 1992, Turner y Morrison 2001). En el desierto del Namib, la depredación por hiena parda *Hyaena brunnea* es, después de la sequía, la causa de mortalidad más importante de los caballos (Stoffel-Williams y Stoffel-Williams 1999). Ha sido documentada la depredación por lobos sobre caballos en Alberta (Salter y Hudson 1978), North Dakota (Th. Roosevelt en Berger 1986), Estados Unidos (Young

y Goldman 1944), así como en el Parque Nacional de A Peneda Gêres en Portugal (Oom y Santos Reis 1986). La población de caballo de Przewalsky introducida en Mongolia, también sufre depredación por lobo, pero no de tanta importancia como la que allí experimentan los caballos domésticos, que en ciertas épocas del año se dejan libres y duermen fuera sin vigilancia (Hovens *et al.* 2000, Hovens y Tungalakutja 2005, Van Duyne *et al.* 2009).

Otro équido salvaje como la cebra de los llanos (*Equus burchelli*) coexiste con una gran diversidad de depredadores potenciales (Bertram 1979), constituyendo una de las presas preferidas de los leones (Schaller 1972, Mills y Shenk 1992, Stander 1992, Hayward y Kerley 2005), pero raramente sufre depredación por parte de licaones (Hayward *et al.* 2006) o de otros carnívoros (Hayward y Kerley 2008). El onagro (*Equus hemionus*) está sometido a un elevado nivel de depredación por lobo en zonas de Mongolia, como el Parque Nacional del Gobi (Feh *et al.* 2001); según D. Mallon (en Schaller 1998) también sufre depredación por irbis (*Panthera uncia*), aunque R. Ch. Andrews (en Berger 1986) afirma que el lobo es el único enemigo natural del onagro. Sin embargo, en la estepa tibetana no se ha documentado depredación por lobo ni por otros depredadores sobre el kiang, o asno salvaje tibetano (*Equus kiang*) (Schaller 1998).

En Galicia los ponis salvajes comparten la mayor parte de su área de distribución con los lobos (Fig. 2). Diversos estudios llevados a cabo en el Noroeste de la Península Ibérica, concretamente en Galicia, Asturias y Norte de Portugal, han mostrado una aparición de entre 16-68% de caballo en la dieta del lobo (Cuesta *et al.* 1991, Llana *et al.* 1996, Vos 2000). Esto sugiere un alto nivel de depredación en estas regiones donde lobos y ponis coexisten. Pero como ya se ha explicado, los estudios de dieta basados únicamente en el análisis de muestras postingeridas no proporcionan información sobre la actividad depredatoria de los lobos, ya que la presencia de una especie en la dieta puede ir asociada a su consumo como carroña (Peterson y Ciucci 2003).

La interacción depredador-presa entre el lobo y los ponis salvajes es un tema desconocido a nivel científico, así como el impacto de su depredación sobre las poblaciones de ponis. Los ponis salvajes de Galicia tienen dueños, que extraen rendimientos económicos con su explotación. Por tanto, la depredación de los lobos repercute sobre la economía de las gentes de algunas comarcas de Galicia, generando conflictos que frecuentemente se resuelven con la caza furtiva o el envenenamiento de los lobos. Los trabajos encaminados a minimizar el impacto de la depredación sobre los ponis salvajes repercutirán en la disminución de la conflictividad mencionada.

1.5. Las vacas (*Bos taurus* L., 1758) explotadas en régimen semiextensivo en Galicia

Las vacas son mamíferos pertenecientes al orden Artiodactyla, familia Bovidae. Familia que incluye, además de las vacas, o toros domésticos, a otras especies de toros salvajes, antílopes, ovejas y cabras, entre otros grupos (Sinclair *et al.* 2001). Todos los miembros de la familia son rumiantes de cuernos persistentes, generalmente presentes en ambos sexos (Cabrera 1914). El ganado vacuno europeo actual descende del uro (*Bos primigenius*), especie primitiva extinta desde 1627, cuya área de distribución se extendía probablemente entre los 40 y los 60 grados de latitud N (Clutton-Brock 1999). En Asia existen otras especies de bóvidos domésticos, como el cebú (*Bos indicus*), el gayal (*Bos frontalis*) o el yak doméstico (*Bos grunniens*) (Clutton-Brock 1999).

La ganadería vacuna en Galicia constituye la segunda en importancia, en cuanto a número de individuos, después de la porcina. En el censo de población de las principales especies de ungulados domésticos, los cerdos (*Sus domestica*) suponen el 53%, las vacas el 31%, las ovejas el 14% y el 2% las cabras (*Capra hircus*) (Consellería do Medio Rural, en adelante CMR, 2008).

Como afirman Bárcena y Hermida (2003), el elevado número de razas autóctonas existentes en Galicia es un indicador de la antigüedad de la presencia del ganado vacuno en esta tierra. El ganado vacuno está ligado al medio de vida tradicional del medio rural (Fernández *et al.* 2001). Estos animales proporcionan al ser humano trabajo, leche y carne, con lo cual han sido tradicionalmente un recurso muy importante para las gentes de Galicia y base de su economía (Iglesia 1974b, Pérez 1996). Las razas bovinas autóctonas de Galicia se dividen en dos grupos: rubias y morenas, siendo la Rubia Gallega la propia de la mayor parte del territorio, mientras que las razas morenas se distribuían por el centro y este de la provincia de Ourense (Bárcena y Hermida 2003).

La Rubia Gallega posee un censo de 50.000 animales (ACRUGA 2011). Ya en el siglo XIX comenzó la mejora de esta raza mediante la importación de sementales de otras razas (Iglesia 1974c). Posteriormente, el proceso de mejora combinó la selección en pureza dentro de las vacas del país preexistentes, fomentada por Rof Codina, con la realización de cruzamientos con la raza simmenthal (Sánchez García 1978, Fernández Prieto 1992). Esto ha supuesto una excesiva selección de la aptitud cárnica de esta raza, a costa de su pureza racial y rusticidad.

Las razas morenas gallegas en la actualidad están en peligro de extinción: su censo llegó a ser crítico desde finales de los 80, momento en el que se inició su Programa de Conservación y Recuperación (Fernández *et al.* 2001). Según estos autores, las causas de la reducción de este tipo de ganado hay que buscarlas en: a) el abandono del medio rural; b) la mecanización, que supuso una sustitución de estos animales, que se empleaban para el trabajo, por tractores; c) la repoblación forestal; d) la intensificación de la producción de carne y leche, que conllevó la irrupción de razas más especializadas como la Frisona y la Parda Alpina. En la actualidad, la raza Cachena es la que posee un mayor censo (Fernández *et al.* 2001); se han creado varios rebaños en diversas zonas de Galicia y es muy apreciada por su rusticidad y su carne de excelente calidad.

Montserrat Bermejo y Sánchez García (2002) describen un sistema tradicional de producción de carne de vacuno en explotaciones familiares en Galicia, que tiene su origen hace más de 100 años. En este sistema, las vacas se cubren en cualquier época del año mediante monta natural controlada o inseminación artificial, y paren en el establo bajo la vigilancia del ganadero; los terneros permanecen de forma continuada en los establos, juntándose con las vacas dos veces al día, para que mamen, y suplementándolos con alimentos concentrados de la explotación o piensos; las vacas salen a los pastos y su alimentación se complementa en los establos con forrajes, heno, paja, maíz, tubérculos, etc. Se trata de un sistema intensivo basado en un excedente de mano de obra (Montserrat Bermejo 1990). También Iglesia (1974b) describe un manejo tradicional del ganado vacuno para la obtención de carne y leche, a mediados de la década de 1970 en la zona central de Galicia: Lalín, Forcarei, Arzúa, Melide, Sobrado, Guitiriz, Friol, etc., consistente en pequeñas explotaciones familiares con 4-8 vacas, preferentemente de raza Rubia Gallega, que se estabulaban de noche y salían al monte o a los prados durante día, mientras que los terneros se quedaban en la cuadra, complementándose su alimentación con pienso.

Hoy en día, este tipo de explotaciones de vacuno con triple orientación: carne, leche y trabajo, se han transformado con la necesidad de aumentar su rentabilidad y la reducción de la mano de obra. Esta adaptación ha consistido en un incremento del número de animales y de las tierras para la explotación, tendiendo hacia un sistema de manejo más extensivo (Montserrat Bermejo 1990). En este nuevo sistema es frecuente que se sustituya la estabulación nocturna por el pastoreo rotacional en el que las vacas permanecen de forma continuada en los prados con sus terneros y los partos también se producen de forma natural en el campo. Este manejo supone una notable disminución del tiempo que se le dedica al cuidado del ganado y por lo tanto una menor necesidad de mano de obra. También se basa en el aprovechamiento máximo

de la leche de las madres, lo que disminuye los costes en alimentos suplementarios. Este tipo de explotaciones constan generalmente de varios prados en los que pasta el ganado alternativamente, reservándose algunos de ellos para siega.

Una forma antigua de manejo extensivo en Galicia es la cría de ganado vacuno en total libertad en los montes (Cabrera 1914, Bouhier 2001, Bárcena y Hermida 2003). Cabrera (1914) cita la existencia de ganado “bravío” en los Montes de Barbanza. Bouhier (2001) describe la existencia de vacas bravas en la década de 1960 en los montes del norte de Lugo, en la parte nororiental del Barbanza, en la Capelada, en Cova da Serpe y en la Serra do Careón. De Lombera (2003) describe con detalle el manejo del ganado vacuno bravo en los municipios de Oulol y Muras, también en el norte de la provincia de Lugo. Bárcena y Hermida (2003) mencionan varias razas autóctonas de las que existían poblaciones en libertad en los montes gallegos: a) Rubia Galega de Monte o “Vaquela”, que se cría en la Dorsal Gallega y en el Barbanza; b) Caldelá, que se criaba hasta la década de 1990 en régimen de semilibertad en los Montes do Invernadeiro; c) Cachena, que se criaba en semilibertad en las sierras agrestes que hacen frontera con Portugal en el sudoeste de la provincia de Ourense. En la década de los 70 y siguientes, las repoblaciones forestales tuvieron una gran influencia en que esta práctica ganadera viera disminuida su importancia (Bouhier 2001, Bárcena y Hermida 2003). Aunque sus efectivos se han visto muy mermados, aún existe ganado bravo en algunos montes. En 2003 aún existía un rebaño de vacas totalmente asilvestradas en la Sierra de A Cova da Serpe, que ni siquiera se podían reunir para retirarles los terneros, debido a su carácter extremadamente arisco. Este rebaño desapareció en los años posteriores. En algunos montes que rodean el Valle del Río Eume y en montes del Centro de la Dorsal Gallega, como el Campelo, aún existen pequeños remanentes de ganado extensivo en el monte. Esta forma de manejo también se da en la Sierra de Albera, en el Pirineo occidental, donde se cría en estado semisalvaje una pequeña población de vacas de raza albera, muy primitivas, rústicas y adaptadas al medio; estas vacas viven todo el año de la vegetación natural y sólo entran en contacto con el hombre una vez al año, cuando son recogidas para retirarles los terneros (Such *et al.* 2009).

Actualmente, las normativas sanitarias y de identificación dificultan la existencia de este tipo de manejo ganadero y acentúa su rarefacción. A partir de 1998, tras la publicación del Reglamento CE 820/97, comenzó a ser obligatorio un sistema de identificación y registro de todos los animales de la especie bovina (Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, en adelante MMARM, 2001). Esto supone que cuando nace un animal se debe anotar en el Libro de Registro, marcar con crotal en un plazo máximo de 27 días, aunque en explotaciones de carne en extensivo este plazo se puede ampliar a 6 meses, y notificar su nacimiento a las autoridades (MMARM 2001). Por otro lado, la legislación sobre las condiciones sanitarias de las

explotaciones (Directiva 97/12 CEE y Real Decreto 1716/2000) estableció la necesidad de realizar una serie de controles para verificar la ausencia de tuberculosis, brucelosis y leucosis bovina en las explotaciones. Como consecuencia de esta normativa se crearon las Campañas de Saneamiento Ganadero, que suponen la revisión de todas las explotaciones por lo menos dos veces al año para tomar muestras de cada animal (CMR 2011). Este conjunto de normativas implica la necesidad de reunir al ganado dos veces al año e inmovilizarlo para que los veterinarios puedan tomar muestras, así como capturar a los terneros a medida que van naciendo para ser marcados. Estas prácticas son muy difíciles de realizar dada la bravura del ganado de monte y porque en las aldeas escasea la gente práctica en la realización de estas labores. Asimismo, a causa de estas obligaciones normativas, disminuye la rentabilidad de un ganado, antes rentable por el escaso gasto que originaba.

Con respecto a la ganadería en general, se distinguen dos grandes modalidades: extensiva e intensiva (Aparicio Sánchez 1961, Sotillo y Vigil 1978, Espejo Marín 1996). La literatura que ha tratado de clasificar los distintos sistemas de producción ganadera (Aparicio Sánchez 1961, Sotillo y Vigil 1978, Espejo Marín 1996) caracteriza estos dos tipos fundamentales de ganadería de la siguiente forma: a) la ganadería extensiva está basada en el aprovechamiento de pastizales para la alimentación del ganado y en la utilización de razas autóctonas adaptadas al medio, lo que supone una gran dependencia de la producción del terreno y un rendimiento estacional; b) la ganadería intensiva trata de obtener el mayor rendimiento productivo en el menor tiempo posible, se caracteriza por el uso de un ganado seleccionado, generalmente estabulado y aislado de las influencias del medio natural, al que se le aportan alimentos enriquecidos para maximizar su productividad. Entre estas dos grandes modalidades de ganadería existen múltiples de combinaciones y sus diferencias no siempre están claras (Espejo Marín 1996).

Atendiendo al modo de explotación ganadera, hemos distinguido cinco formas de manejo del ganado vacuno en nuestra área de estudio: 1) Extensivo, para carne, se cría libre en el monte, rebaños de vacas con sus crías y algunos toros, aprovechando los pastos naturales, limitándose el manejo a la retirada de las crías y al saneamiento (Fig. 4a); 2) Semiextensivo, para carne, pasta sobre prados artificiales y naturales cerrados, generalmente un rebaño de vacas, con sus crías y uno o varios toros, generalmente se emplea la monta natural y el toro permanece todo el año con las vacas, que se reproducen y permanecen de modo continuado en los prados, subsistiendo del pasto, aunque en determinadas épocas del año puede ser complementado con silo, hierba seca o heno, limitándose en general su manejo a la vigilancia periódica, al cambio de parcelas, a la retirada de las crías y al saneamiento (Fig. 4c); 3) Tradicional, leche, carne y trabajo, aprovecha tanto pastos naturales como artificiales, es pastoreado durante el día y estabulado durante la noche, generalmente solo vacas, ya que los terneros suelen permanecer

estabulados, así como el toro si lo hubiese, siendo frecuente la inseminación artificial (Fig. 4b); 4) Semintensivo, leche, rebaños de vacas que pastan sobre prados artificiales y que son estabulados durante la noche, siendo la forma más frecuente de manejo de las vacas lecheras en Galicia; en algunas explotaciones las novillas se dejan permanentemente en los prados, no siendo estabuladas de noche; las vacas se fertilizan mediante inseminación artificial (Fig. 4d); y 5) Intensivo o industrial, leche, sólo vacas sujetas en su puesto, donde son alimentadas y ordeñadas, permanentemente estabuladas y con un manejo muy alto.



Fig. 4. Ejemplos de cuatro formas de manejo de ganado vacuno que hemos distinguido: a) ganado extensivo que se cría libre en el monte; b) ganado tradicional, las manchas en los cuartos traseros de las vacas permiten inferir que son estabuladas por la noche; c) ganado semiextensivo, los rebaños de vacas con sus terneros y un toro permanecen de forma continuada en los prados; d) ganado semintensivo de leche que durante el día pasta en los prados y de noche es estabulado. (Fotografías: F. Bárcena).

Desde el punto de vista de la vulnerabilidad a la depredación por lobo, el ganado en sistema intensivo no es vulnerable, excepto en el caso de las novillas que puedan pernoctar en el campo sin protección. En general, el ganado que se estabula de noche tampoco lo es, puesto

que los lobos en la Península Ibérica al igual, que en otros lugares de Europa, son de actividad mayoritariamente nocturna (Vilà *et al.* 1995). Así que, las formas de manejo que exponen al ganado vacuno a los ataques de los lobos en Galicia, son las que no utilizan estabulación nocturna, es decir el ganado extensivo y el semiextensivo, que permanece de forma continuada en los pastos.

Como norma general, en las explotaciones ganaderas se busca maximizar el rendimiento económico. Así que, como ya hemos explicado, el manejo ha evolucionado hacia un mayor aprovechamiento de los pastos, la ausencia de estabulación y la cría de los terneros por sus madres, dando lugar a lo que hemos denominado sistema semiextensivo. Esto supone que no se necesiten establos y que la necesidad de mano de obra sea menor. Este nuevo sistema de manejo sin duda aumenta el rendimiento económico pero, en las zonas loberas algunas explotaciones pueden sufrir algunas bajas de terneros por depredación, lo que supone una merma en su rendimiento. Aunque en la actualidad existen compensaciones por daños de lobo, estos sucesos suelen constituir una fuente de conflictos. En ocasiones los daños se concentran en una serie de explotaciones, mientras que otras no se ven afectadas.

Hay que considerar el problema que supone el lobo para las explotaciones semiextensivas y extensivas de ganado vacuno en el contexto gallego. Las características del hábitat del lobo en Galicia están secularmente condicionadas por factores antrópicos. Galicia es una región densamente poblada: 91 habitantes/km², frente a los 27 habitantes/km² de la vecina Castilla y León (Instituto Nacional de Estadística, en adelante INE, 2008), y con una población altamente diseminada. En el área actual de distribución del lobo en Galicia (Fig. 1 y ap. 1.3.2.), según los datos de población humana del INE (2009a), la densidad es de 54 habitantes/km², mientras que en el resto de la región es de 274 habitantes/km², coincidiendo principalmente con la franja costera. Los ungulados silvestres escasean en gran parte del territorio gallego, aunque en la actualidad están en expansión (Bárcena 1990, Soriguer *et al.* 1998, De Castro 2002, Bárcena y Hermida 2003). Tradicionalmente la ganadería ha sido la principal ocupación de la población rural en Galicia (Iglesia 1974b) y su censo ganadero, especialmente de vacuno, es el segundo más importante de España. Galicia, con sólo el 5,8% de la superficie del territorio español (INE 2008), aporta el 17% del censo de vacas de España (INE 2009b). La eliminación de cadáveres en las explotaciones ganaderas mediante su abandono en el monte, era una práctica habitual en Galicia y constituía una importante fuente de alimento para los lobos (Cuesta *et al.* 1991), pero como consecuencia de las medidas profilácticas implementadas tras la crisis de la Encefalopatía Espongiforme Bobina, a partir de 2003 se redujo considerablemente la disponibilidad de este recurso alimentario.

En este trabajo trataremos las explotaciones de ganado vacuno de carne semiextensivas, que se clasifican dentro de los sistemas de producción de carne de bovino con vacas madre o nodrizas (Montserrat Bermejo 1990, Allen y Liénard 1992). En este tipo de explotaciones, los partos se producen en el campo y los terneros permanecen con las vacas en los prados hasta que son retirados, entre los 2 y los 9 meses de edad, dependiendo de la explotación. Una vez retirados, son vendidos directamente o cebados en instalaciones cerradas antes de su venta. Nos hemos centrado sobre este tipo de explotación debido al valor económico más alto del ganado y a la mayor facilidad de supervisar la depredación por lobo, frente al estrictamente extensivo. Estudiando este tipo de explotaciones ganaderas es posible adquirir información que permita desarrollar métodos preventivos y formas de manejo con los que minimizar la depredación (Bradley y Pletscher 2005).

La mayor parte de la bibliografía sobre este tipo de ganadería se centra en aspectos agropecuarios, y pocos trabajos abordan la ecología y el comportamiento del ganado vacuno, pudiendo destacarse entre éstos últimos los de Von Keyserlink y Weary (2007), Lidfords *et al.* (1994) y Poindron (2005). En la presente memoria abordaremos diversos aspectos de la ecología reproductora de este tipo de ganado vacuno y, especialmente, analizaremos los daños originados por el lobo en este tipo de explotaciones, así como sus causas. Trataremos de comprobar si las explotaciones que sufren daños por depredación reúnen características diferenciadoras de las no los sufren. Asimismo, se pretenden exponer fórmulas de cómo reorientar el manejo ganadero para minimizar los daños, sin que ello suponga un incremento sobre los costes de explotación. Este trabajo se ha desarrollado en la zona norte del Centro de la Dorsal Gallega (ap. 3.2.1.).

Los trabajos recientes sobre los factores que condicionan la vulnerabilidad del ganado vacuno ante la depredación por lobo realizados en Norteamérica (Mech *et al.* 2000, Oakleaf *et al.* 2003, Bradley y Pletscher 2005), constituyen un interesante antecedente para orientar esta investigación, aunque sin duda los sistemas de manejo y la problemática no son los mismos que en Galicia, por lo que necesariamente se habrán de incluir distintas variables en los análisis.

1.6. Planteamiento de la Tesis

1.6.1. Planteamiento y justificación

En el presente trabajo se analizan diversos aspectos de la ecología del lobo, de los ponis salvajes y del ganado vacuno semiextensivo, relacionados con las interacciones depredador presa existente entre el lobo y estas dos especies de grandes herbívoros en Galicia. Se abordan tres temas: 1) hábitos alimentarios y depredatorios del lobo, 2) diversos aspectos de la ecología de los ponis salvajes y su depredación por lobo, 3) diversos aspectos de la ecología y del manejo del ganado vacuno semiextensivo y su depredación por lobo.

A lo largo de todo el trabajo, se han tratado de extraer aquellos resultados que permitan establecer medidas de gestión con las que mejorar el hábitat del lobo, de los ponis salvajes y del ganado vacuno semiextensivo; ayudando a la conservación de los ecosistemas existentes y simultáneamente tratando de minimizar el impacto depredatorio del lobo sobre los ponis y el ganado vacuno.

En Galicia tradicionalmente se han presumido unos importantes daños por la acción depredatoria del lobo sobre el ganado vacuno y los ponis salvajes, pero esta interacción no había sido estudiada con anterioridad ni evaluado su impacto. Es más, la realidad que rodea al lobo con frecuencia se encuentra distorsionada por tópicos. Quizás el más repetido sea el que afirma que el ICONA, o la Xunta, ha introducido los lobos; cuántas veces habremos oído la famosa frase: “*estes lobos non son coma os de antes, estes son dos que ceiban*”.

En cuanto a la depredación sobre los ponis salvajes también existen diversos tópicos. Los *besteiros* en general, hacen la cuenta de que, por cada yegua que hay en el monte, debería haber un potro después de la temporada de cría y, de no ser así, significa que la mataron los lobos o que la yegua abortó a causa de uno de estos ataques. Esta idea la oímos en varias ocasiones pero, lo que más nos sorprendió, fue que el veterinario de la zona fuera el que más vehementemente insistía en ella. Con frecuencia se oye que los potros heridos por los lobos no se curan; también algunos investigadores (Carbyn *et al.* 1993, Mech *et al.* 1998) indican que las heridas causadas por los lobos generalmente provocan la muerte de los animales afectados. En ocasiones nos avisaron de yeguas muertas por los lobos, pero cuando inspeccionábamos los cadáveres, comprobábamos que habían muerto de viejas o por enfermedad. Con frecuencia

afirmaban que las yeguas aguantaban mal todo el año en el monte con el potro al lado y que ese desgaste podría suponer que no pariese al año siguiente o incluso la muerte.

También escuchamos tópicos referidos a las vacas. Uno de ellos es que los lobos depredan sobre las vacas adultas y, por supuesto, las que matan están siempre preñadas. Asimismo, el ternero que matan los lobos siempre es el más hermoso del rebaño. Para algunos ganaderos, los fetos (abortos) devorados por los lobos son terneros depredados. En cierta ocasión nos avisaron que los lobos habían atacado a una vaca mientras estaba pariendo; cuando acudimos, comprobamos que se le había atascado la cría al nacer y que llevaba muchas horas tumbada viva con la cría asomando, lo que le dio tiempo a los zorros de mordisquear el feto e incluso parte de la vulva de la vaca. Tiempo después, todavía se seguía comentando en la zona que los lobos habían matado una vaca cuando estaba pariendo.

Estos tópicos con frecuencia se recogen en la prensa e incluso son trasladados a la Administración. Como resultado de esta percepción social de los daños de los lobos, el conocimiento sobre el impacto de la depredación en general es poco preciso.

Los ponis salvajes, aunque no sean ganado, tienen dueños (ap. 1.4.1. y 1.4.3.), así que las bajas de potros causadas por los lobos afectan a la economía de parte de la población local. Esta depredación incide asimismo sobre la dinámica de población de los ponis salvajes, que constituyen parte esencial de ciertos ecosistemas de Galicia. La ganadería vacuna semiextensiva de carne es una actividad económica importante en los municipios del Centro de la Dorsal Gallega y los daños ocasionados por los lobos pueden suponer pérdidas económicas de cierta magnitud para algunos ganaderos. Por estas razones resulta importante comprender y valorar las relaciones depredador-presa entre el lobo y estas dos especies. Conociendo los factores que influyen en la vulnerabilidad de ambas especies presa ante su depredador, será posible desarrollar métodos de manejo que permitan minimizar el impacto depredatorio.

1.6.2. Cuestiones planteadas

Con el presente trabajo se pretende responder a una serie de interrogantes, aportando luz sobre las relaciones depredador-presa entre el lobo y los ponis salvajes y entre el lobo y el ganado vacuno en régimen de explotación semiextensiva en Galicia.

1) Cuáles son los hábitos alimentarios del lobo en Galicia y qué especies son las más importantes en su dieta.

Se abordó el estudio de los hábitos alimentarios del lobo en tres sectores testigo de Galicia, con características ecológicas bien diferenciadas, con la pretensión de poner de manifiesto: cuáles eran los recursos clave para los lobos en cada uno de estos sectores y en cada época del año; si durante los últimos años se han producido cambios en la dieta y cuál había sido su evolución; si se daban patrones de selección de presas en cada uno de los tres sectores.

Esta primera parte resulta un aspecto básico de la ecología del lobo y base científica necesaria para el establecimiento de medidas para su conservación. La dieta de un carnívoro, aporta información precisa sobre determinados conflictos con la población local, sobre qué tipo de ganado se debe proteger y qué presas silvestres se deben potenciar. La última descripción global de los hábitos alimentarios del lobo en Galicia se realizó hace más de 20 años (Cuesta *et al.* 1991). Las condiciones ecológicas del campo gallego han variado substancialmente desde entonces: expansión de algunas especies de ungulados silvestres y disminución del ganado mostrenco (Bárcena y Hermida 2003), clausura de basureros (Consellería de Medio Ambiente 1998) y prohibición de abandonar carroñas de animales domésticos en el campo a consecuencia de diversas disposiciones administrativas.

2) Cuál es el impacto del lobo sobre los ponis salvajes, qué aspectos de la ecología y etología de los ponis influyen en la supervivencia de los potros y cómo se producen los ataques de los lobos a los potros.

Las investigaciones fueron realizadas en el Centro de la Dorsal Gallega. Para poder evaluar el impacto depredatorio de los lobos sobre esta especie, se abordó el estudio de diversos aspectos de la ecología reproductora de los ponis. Asimismo, se determinó la mortalidad en los ponis y el patrón temporal y por edades de la misma. Se analizaron diversas características de los potros que pudieran influir en su supervivencia, como: sexo, color de capa y fecha de nacimiento, así como de la estructura social de las yeguas. Se describió el patrón de ataque de los lobos a los potros mediante el estudio de ataques fallidos resultantes sólo en heridas.

No existen trabajos científicos que aborden las interacciones entre lobos y ponis salvajes. En Galicia, el conocimiento de esta relación resultaría fundamental para entender los procesos ecológicos en hábitats donde ambas especies son clave para el funcionamiento de los ecosistemas naturales. Este estudio es el primero en abordar la ecología reproductora y la dinámica de población de los ponis salvajes en Galicia. Desde el punto de vista de ecología

aplicada, conocer el impacto de la depredación del lobo sobre las poblaciones de ponis salvajes, resulta básico para entender el conflicto entre el lobo y la población local. Asimismo, el conocimiento de determinados factores que influyen en la depredación permitirá aportar medidas de manejo que disminuya su impacto.

3) Cuál es el impacto de la depredación de lobo sobre el ganado vacuno semiextensivo, cómo es el patrón depredatorio en cuanto a épocas y edades y qué características de la explotación, del ganado y del manejo ganadero pueden afectar a la vulnerabilidad de este ganado a la depredación.

Se abordó este estudio en un determinado número de explotaciones del Centro de la Dorsal Gallega. Para poder determinar el patrón depredatorio, se estudiaron diversos aspectos de la ecología reproductora de este tipo de ganado. Se analizó la estacionalidad de los ataques, el sexo y la edad de los individuos depredados. Se identificaron las características de las explotaciones que condicionan su vulnerabilidad ante los ataques de lobo, lo que permitirá tomar medidas con las que minimizar su impacto. Existen diversos trabajos sobre los factores que determinan la vulnerabilidad de las explotaciones de vacuno frente a los ataques de lobos en Norteamérica (Mech *et al.* 2000, Oakleaf *et al.* 2003, Bradley y Pletscher 2005), pero resultan de difícil aplicación en Galicia, ya que el hábitat y los sistemas de manejo son distintos. Es por ello que, los resultados de nuestra investigación sobre los factores de vulnerabilidad de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo en Galicia, prometen resultar del mayor interés para facilitar la coexistencia entre lobos y ganado vacuno, incrementando al tiempo la rentabilidad de este tipo de explotaciones.

1.6.3. Consideraciones metodológicas

Empleamos una gran variedad de metodologías de campo y de análisis de datos, que complicaron sustancialmente la tesis, pero que también abrieron un abanico de posibilidades sobre el estudio de la ecología de los ponis salvajes y la depredación a la que están sometidos.

El uso de cámaras pasivas permitió evaluar la presencia de lobos en cada sector, particularmente en los montes del Centro de la Dorsal Gallega, donde se llevó a cabo el estudio de los ponis.

El marcaje de los potros con radiotransmisores equipados con sensor de mortalidad, permitió controlar con mayor precisión su supervivencia y las causas de mortalidad. Esta metodología ha sido utilizada con éxito en estudios sobre la mortalidad de las crías de otras especies de ungulados: corzo (Aanes y Andersen 1996, Jarnemo *et al.* 2004, Raganella-Pelliccioni *et al.* 2006, Panzacchi *et al.* 2009), wapití (Barber-Meyer *et al.* 2008), ciervo de cola blanca *Odocoileus virginianus* (Long *et al.* 1998) y ganado vacuno extensivo (Oakleaf *et al.* 2003, Breck *et al.* 2011). El radioseguimiento permite conocer cuando muere el individuo, localizar su cadáver y obtener información para calcular tasas de supervivencia (Kenward 1987, White y Garrott 1990, Samuel y Fuller 1994, Kenward 2001). El uso de radiotransmisores sobre crotal instalados en las orejas, nos pareció la metodología más adecuada para determinar la incidencia de la depredación sobre los potros.

La presencia de potros con heridas ocasionadas por ataques fallidos de lobo permitió deducir algunos aspectos del patrón de ataque de los lobos, sin haberlos presenciado, lo que resulta una novedad en la literatura científica. En Europa apenas existen descripciones del patrón de ataque de los lobos a sus presas, salvo la realizada en el trabajo de Sand *et al.* (2006a).

Finalmente, analizamos la estructura social de los ponis, como uno de los aspectos de su etología que pudiera influir sobre su vulnerabilidad ante la depredación. Para ello, empleamos los métodos cuantitativos de análisis sociales de Whitehead (2009b), lo que supone el primer estudio realizado sobre équidos con esta metodología. Nuestro trabajo se suma a los diversos estudios sobre etología de los caballos salvajes, que han realizado su seguimiento mediante el reconocimiento individual, como en New Forest -Reino Unido- (Tyler 1972), Camargue -Francia- (Monard *et al.* 1997), Portugal (Heitor y Vicente 2010), EEUU (Berger 1986, Garrott y Taylor 1990, Goodloe *et al.* 2000, Lubow y Ransom 2009), Sudamérica (Scorolli y López Cazorla 2010) y Australia (Linklater *et al.* 2004).

1.6.4. Estructura de la Tesis

Esta Memoria de Tesis se estructura del modo usual (Pechenik y Lamb 1994). En primer lugar se expone una introducción en la que se destacan aquellos antecedentes que se han juzgado necesarios para situar al lector y comprender la investigación realizada, así como destacar su relevancia. A continuación se sintetizan los objetivos. Sigue una descripción del área de estudio y un capítulo dedicado a la descripción de material y métodos, con una primera parte en la que se describen las poblaciones animales estudiadas, seguida de pormenorizaciones del

trabajo de campo, trabajo de laboratorio y sistemas de análisis de datos. A continuación se exponen los resultados, divididos en los tres grandes temas en los que consiste la tesis: ecología alimentaria del lobo, ecología de los ponis salvajes y depredación, y ecología del ganado vacuno semiextensivo y depredación. La discusión, que le sigue, se vertebra asimismo en estos tres grandes temas, finalizando cada uno de ellos con un apartado sobre las implicaciones de manejo derivadas de los resultados sobre las poblaciones de lobo, ponis salvajes y vacas en régimen semiextensivo. Finalmente se incluyen unas conclusiones que sintetizan los resultados más relevantes. Se cierra la memoria con sendos apartados dedicados a anexos y bibliografía.





2. OBJETIVOS

El objetivo principal de la presente tesis es analizar las relaciones depredador-presa entre el lobo, los ponis salvajes y el ganado vacuno semiextensivo, al objeto de identificar aquellos aspectos de vulnerabilidad de las presas, que permitan introducir sencillos cambios de manejo con los que reducir la depredación. El interés por esta relación viene dado porque, tanto los ponis como el ganado vacuno, son especies generadoras de riqueza económica en buena parte de Galicia, constituyendo al mismo tiempo un importante recurso alimentario para el lobo.

Los objetivos específicos consistieron en determinar los siguientes aspectos ecológicos de las tres especies mencionadas:

a) Lobo:

1. La dieta en los tres sectores testigo estudiados: determinar las posibles diferencias en la composición de la dieta: geográficas, estacionales e interanuales.
2. Composición física de los excrementos.
3. Recursos tróficos disponibles en cada uno de los tres sectores: abundancia de especies silvestres, domésticas y ponis salvajes, comparando dieta con disponibilidades tróficas, al objeto de describir posibles preferencias tróficas.

b) Ponis salvajes:

4. Ecología reproductora: fenología, tasas de partos y características de los potros al nacer.
5. Mortalidad: causas e impacto de la depredación, patrón por edades y estacionalidad.

6. Características de las heridas en los potros, consecuencias, patrón mensual y por edades, características de los potros que pueden determinar la posibilidad de sufrir heridas y descripción de la relación temporal entre ataques con heridas y mortalidad.
7. Supervivencia de los potros e influencia de las características de potros y yeguas frente a la depredación.
8. Éxito reproductor de las yeguas.
9. Estructura social de los ponis y su influencia en la supervivencia de los potros.

c) Ganado vacuno semiextensivo:

10. Ecología reproductora: fenología, tasas de partos y relación de sexos de los terneros al nacer.
11. Mortalidad de los terneros por depredación, patrón mensual y por edades, impacto de la depredación.
12. Caracterización de las diferentes variables que puedan afectar a la vulnerabilidad de las explotaciones frente a la depredación por lobo, como: características espaciales y ecológicas de las parcelas, composición de los rebaños, características del ganado, manejo, etc.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localizó en Galicia, repartida en tres sectores (Tabla 1, Fig. 5):

- 1) Val do Eume (VDE), al nordeste de la provincia de A Coruña penetrando en la de Lugo.
- 2) Zona central de la Dorsal Gallega (CDG), abarcando las sierras de A Cova da Serpe, Campelo, O Corno do Boi y O Careón, localizadas entre las provincias de A Coruña y Lugo.
- 3) Sur de los Macizos Centrales (SMC), que comprende el norte del valle de Monterrei y suroeste de los Macizos Centrales Orensanos, al sudeste de la provincia de Ourense.

La superficie total del área de estudio (Tabla 1), calculada como el número de cuadrículas UTM (Universal Transverse Mercator) de 1 km² prospectadas, abarcó 808 km². La ecología del lobo se estudió en los tres sectores, mientras que la de los ponis salvajes y el ganado vacuno semiextensivo se llevó a cabo únicamente en el Centro de la Dorsal Gallega.

Tabla 1. Características geográficas de los tres sectores que componen el área de estudio: Val do Eume (VDE), Centro Dorsal Galega (CDG) y Sur Macizos Centrales (SMC). Los municipios resaltados en negrita son los que aportaron mayor superficie al área de estudio. La superficie se refiere al número de cuadrículas UTM de 1 km² sobre las que se trabajó.

Sector	Provincia	Municipios	Superficie (km ²)	Altitud (m)	Coordenadas UTM
VDE	A Coruña	San Sadurniño, Somozas, As Pontes de García Rodríguez, Capela, Monfero , Irixoa, Aranga	302	200-800	x: 29 576.000-611.000 W y: 4.788.000-4.820.000 N
	Lugo	Muras, Xermade			
CDG	A Coruña	Curtis, Sobrado dos Monxes, Toques , Melide	259	400-900	x: 29 579.000-603.000 W y: 4.748.000-4.783.000 N
	Lugo	Guitiriz, Friol , Palas de Rei			
SMC	Ourense	Vilar de Barrio, Sarreaus, Cualedro, Laza, Monterrei, Castelo do Val , Verín, Riós, Trasmiras, A Gudiña, Vilardevós	247	400-1.400	x: 29 617.000-645.000 W y: 4.644.000-4.671.000 N

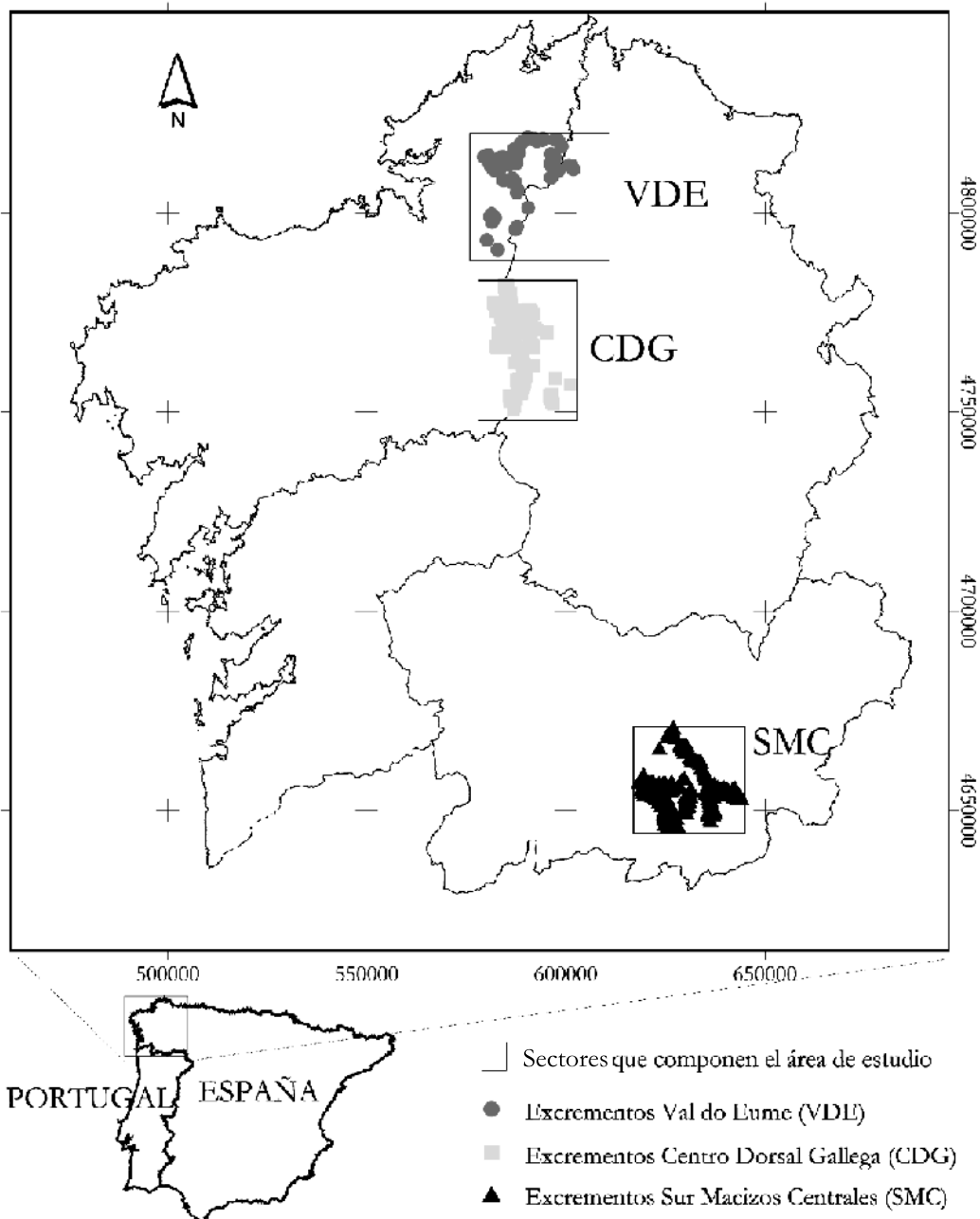
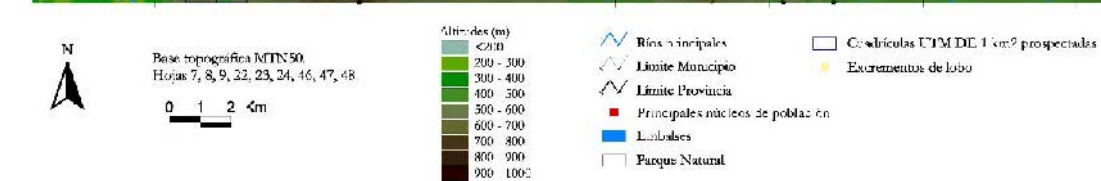


Fig. 5. Situación de los tres sectores que componen el área de estudio: Val do Eume (VDE), Centro de la Dorsal Gallega (CDG) y Sur de los Macizos Centrales (SMC). En el mapa se representan los polígonos que delimitan el territorio de cada uno de los tres sectores. También se señala la posición de los excrementos de lobo localizados. Coordenadas UTM con marcas cada 50 km.

3.1. Val do Eume (VDE)

El sector Val do Eume, en adelante VDE, incluye el valle del río Eume en el tramo comprendido entre el embalse del Eume y la localidad de Muras, la llamada depresión de As Pontes (Pérez 1986) y los montes que limitan la cuenca (Fig. 6), extendiéndose por el este prácticamente hasta la Serra do Xistral. Gran parte de estos montes pertenecen a la Dorsal Gallega, que aquí se encuentra atravesada por el cauce del Eume. Ocupa gran parte de los municipios de A Capela, As Pontes de García Rodríguez, Monfero y otros en menor medida (Tabla 1).

Los dos embalses del Eume, Eume y A Ribeira, el mismo río y las fuertes pendientes de los montes hacia él, dan lugar a una fragmentación del sector en dos zonas separadas por el río (Fig. 6), entre las cuales la conexión de las respectivas poblaciones de lobo se intuye complicada, aunque detectamos puntos de paso. Al oeste, ascienden desde el río unos montes de relieve suave y orientación nordeste que alcanzan su cota máxima en el Fontardiñón (665 m). Estos montes se unen hacia el norte con la sierra del Forgoselo (602 m), la cual limita la depresión de As Pontes por el oeste, y continúa hacia el nordeste por una serie de montes, entre 400-600 m de altitud, hasta O Caxado (752 m). Al sur del Eume, la sierra de Queixeiro (716 m en Pena Fesa) posee un relieve más accidentado, con fuertes pendientes en su caída hacia el Eume, mientras que la sierra de A Loba, separada de estos montes por el valle del río Frai Bermuz (Pérez 1986), se prolonga de nordeste a sudoeste con un relieve suave (688 m), limitando la cuenca del Eume por el sureste y formando parte de la Dorsal Gallega. El embalse de Ribeira separa los montes del Bostelo (757 m) al norte y el monte Carballeira (677 m) al sur (Fig. 7a,e). Las zonas altas de gran parte de las sierras incluidas en este sector están ocupadas por parques eólicos (Fig. 7a). Otro accidente importante, que caracteriza el paisaje en VDE, es la mina de As Pontes (hoy en día convertida en lago) y su escombrera (540 m, Fig. 7b). El Parque Natural Fragas do Eume está incluido parcialmente en el sector VDE (Fig. 6).



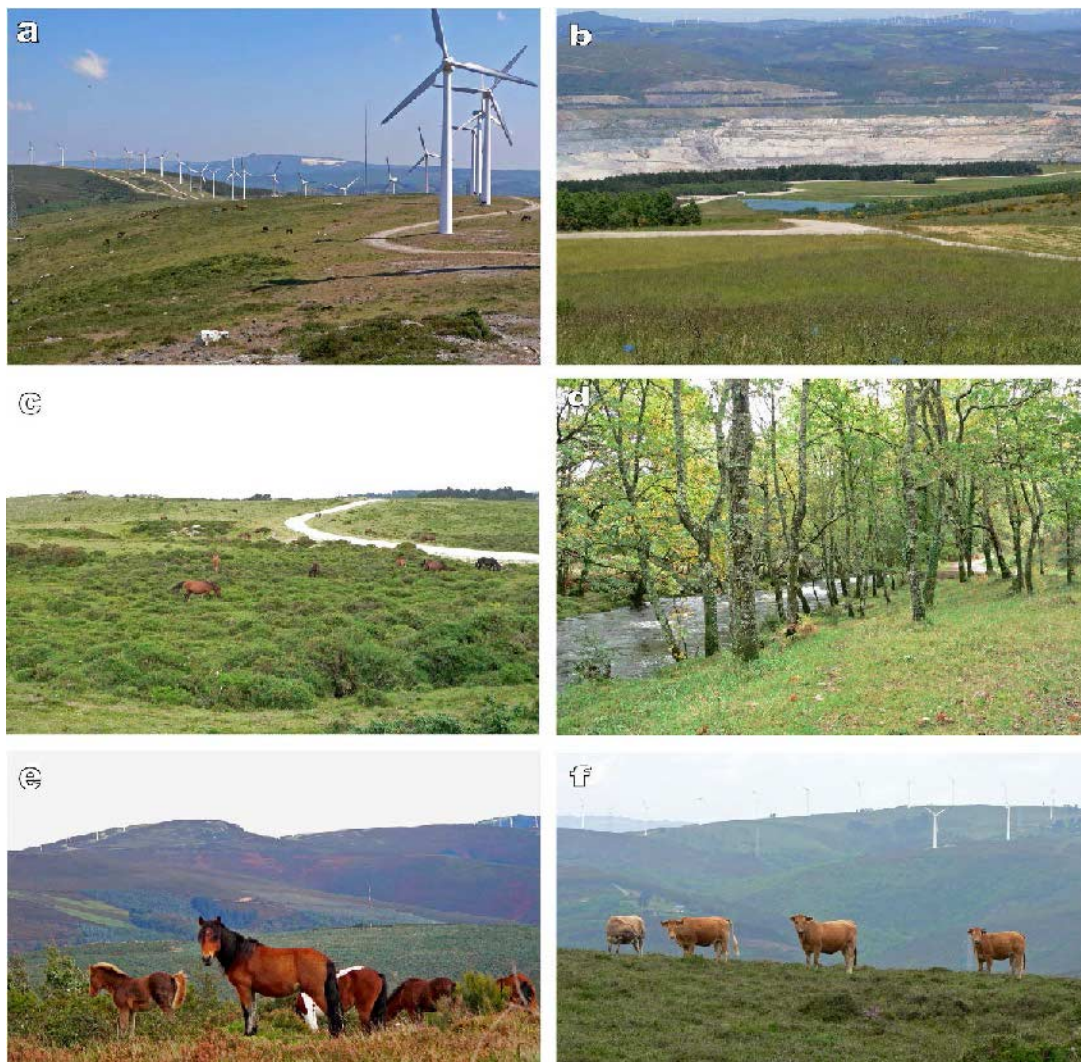


Fig. 7. Val do Eume (VDE): (a) Montes do Bostelo; (b) Escombrera y mina de As Ponte de García Rodríguez; (c) Monte Forgoselo y manadas de ponis salvajes alimentándose en el matorral de tojo; (d) río Eume y bosques mixtos de frondosas; (e) manada de ponis salvajes en el Monte Carballeira; (f) ganado vacuno extensivo en los montes de Muras. (Fotografías: F. Bárcena)

El clima es Atlántico Europeo (Carballeira *et al.* 1983). Las precipitaciones anuales oscilan entre 1.350 – 1.915 mm (Carballeira *et al.* 1983, Martínez *et al.* 1999). El régimen térmico es más suave en las zonas de valle, con una temperatura media de 14,7 °C según la Estación Climatológica situada en la presa del Embalse del Eume, mientras que al ascender en altitud las temperaturas medias anuales disminuyen, siendo de 11,6 °C en As Pontes y 10,7 °C en Marco

da Curra (Carballeira *et al.* 1983, Martínez *et al.* 1999). Los datos registrados en la estación de Marco da Curra (Tabla 2), indicaron que los años 2004 y 2005 fueron los más fríos del periodo de estudio (2003-2006). Las temperaturas medias de 2004 fueron las más bajas, habiéndose producido una nevada en cotas bajas en febrero y tres en diciembre; mientras que en 2005 se produjeron cuatro nevadas en cotas bajas en febrero y marzo, y una en noviembre. Las precipitaciones registradas indican que 2004 y 2005 también fueron los más secos, debido a las escasas lluvias de invierno y otoño, aunque el número de meses con déficit hídrico, es decir balance hídrico negativo (Martínez *et al.* 1999), fue mayor en 2003 y 2006. 2006 fue el año con temperaturas más suaves, produciéndose dos nevadas en cotas bajas en febrero y lluvias abundantes en invierno y otoño, aunque apenas llovió en primavera y verano.

Tabla 2. Datos climatológicos de la estación Marco da Curra (h = 645 m), situada en el ayuntamiento de Monfero (Meteogalicia. Años 2003-2006). Se incluye: temperatura media (T m), máxima media (T max), mínima media (T min), máxima absoluta (T max A), mínima absoluta (T min A), precipitación anual, días de heladas y meses con balance hídrico negativo.

Año	T m (°C)	T max (°C)	T min (°C)	T max A (°C)	T min A (°C)	Lluvia (mm)	Helada (días)	Balance hídrico negativo
2003	11,3	15,4	8,2	35,3	-2,3	1.431	9 (ene, feb)	Mayo-septiembre
2004	10,5	14,5	7,5	29,9	-2,6	1.200	10 (ene-mar)	Junio-septiembre
2005	10,6	14,7	7,5	31,0	-3,3	1.194	22 (nov, ene-mar)	Junio-septiembre
2006	11,3	15,4	8,2	34,6	-3,9	1.769	11 (ene-mar)	Mayo-septiembre

Además del río Eume, su cuenca está formada por numerosos cursos de agua que conforman un paisaje accidentado con profundas vaguadas.

Los montes que circundan el Eume se encuadran en la serie de vegetación colino-montana galaico asturiana acidófila del roble (*Blechno spicant* - *Querceto roboris sigmetum*) que, en su etapa madura, corresponde a un bosque cerrado en el que predomina el roble (*Quercus robur*), mientras que sobre suelos degradados se instalan brezales (Rivas-Martínez 1987). En los montes del suroeste, aparece la serie colina galaico-portuguesa acidófila del roble (*Rusco aculeati* - *Querceto roboris sigmetum*), cuya degradación da lugar a “xesteiras oceánicas”. La vegetación actual está degradada y en pocas zonas se conserva la vegetación natural. Las sierras se encuentran pobladas por repoblaciones de pino de Monterrey (*Pinus radiata*), pino marítimo (*P. pinaster*) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* y *E. nitens*). En las vaguadas más inaccesibles se conservan manchas de bosque de frondosas dominado por roble, abedul (*Betula celtiberica*), acebo (*Ilex aquifolium*), sauce negro (*Salix atrocinerea*), etc. También abundan las zonas de matorral con tojos (*Ulex europaeus*, *U. minor*), los brezales (*Erica* sp.) y pastizales. Las zonas de valle están ocupadas por

prados, alternando con sotos de frondosas. Las zonas más próximas al fondo del valle del Eume se clasifican dentro de la misma serie de vegetación, antes descrita, pero en su facies colina con laurel (*Laurus nobilis*) (Rivas-Martínez 1987). En esta zona se conservan bosques mixtos de frondosas (Fig. 7d) en los que abundan robles, abedules, avellanos (*Corylus avellana*), fresnos (*Fraxinus excelsior*), espinos (*Crataegus monogyna*), arces (*Acer* sp.), acebos y laureles.

Las especies silvestres presentes que pueden constituir presas potenciales del lobo son jabalí, corzo y ciervo, así como otros herbívoros de menor talla como liebre ibérica (*Lepus granatensis*) y conejo (*Oryctolagus cuniculus*). Otros carnívoros presentes en el sector, y potenciales competidores del lobo, son zorros (*Vulpes vulpes*) y perros domésticos (*Canis familiaris*), éstos últimos procedentes de los núcleos de población. Los ponis salvajes son abundantes en el norte del sector, particularmente en la sierra de O Forgoselo, en el monte Carballeira y en la sierra de O Bostelo (Fig. 6, Fig. 7c,e).

La densidad media de población en los municipios más representados es de 34,8 hab./km² (INE 2004), valor inferior a la media gallega, encontrándose la población muy diseminada excepto en el núcleo de As Pontes (Fariña 1993). Desde 1900 la población ha disminuido en todo la comarca, salvo en el municipio de As Pontes, en donde ha aumentado (Fariña 1993).

La ganadería constituye una actividad económica importante, siendo el ganado bovino el más numeroso. El censo de ganado vacuno entre 2003 y 2006 en los municipios incluidos en este sector era de 28.976 vacas: 17.475 de leche y 11.501 de carne (Instituto Galego de Estatística, en adelante IGE, 2003-2006). Pequeñas explotaciones familiares dedicadas al autoconsumo coexisten con granjas más profesionalizadas (Hermida 1996). Predominan el sistema de manejo de vacuno semiextensivo (ap. 1.5.): las reses pastan en prados artificiales más o menos alejados de las aldeas, permaneciendo en ellos de modo continuado. En algunas zonas de monte, como en las sierras de A Loba, Forgoselo y Bostelo (ver localización en Fig. 6), abundan las vacas en régimen extensivo: libres en el monte (Fig. 7f), aunque estacionalmente en las dos primeras localidades se les aporta alimento. En el norte existen algunos rebaños de ovejas y cabras. Las únicas explotaciones de porcino existentes se sitúan al sur del Eume: 469 plazas reproductoras (IGE 2003-2005). Existen pocas explotaciones industriales de aves y conejos, siendo el censo de 1999 de 323 aves y 79 conejas madre (INE 2003).

3.2. Centro de la Dorsal Gallega (CDG)

3.2.1. Descripción

El sector incluye la zona central de la Dorsal Gallega, el sistema montañoso, que con orientación norte - sur, separa las provincias occidentales de las orientales de Galicia. Engloba buena parte de los territorios de los municipios de Curtis, Sobrado y Toques, en la provincia de A Coruña, y de los de Guitiriz y Friol, en la de Lugo (Tabla 1, Fig. 8).

Comprende cuatro sierras de distinta longitud dispuestas en línea con orientación norte-sur. Al norte se encuentra la sierra de A Cova da Serpe (Fig. 9a), que alcanza su cota máxima en A Cova (836 m). Desde este alto una pequeña sierra, Os Montes do Penedo, se extiende hacia el nordeste y otra hacia el sudeste, O Cordal de Silvela (728 m). A continuación de A Cova da Serpe hacia el sur, se sitúa el monte Campelo (803 m; Fig. 9b), seguido por la sierra de O Corno do Boi (774 m; Fig. 9c) y, más al sur, la de O Careón (798 m), que en su centro se ensancha formando el monte Arca (739 m). Estas sierras, de morfología suave y formas más o menos redondeadas, se elevan a partir de un terreno relativamente llano, aunque tanto al este como al oeste existe un complejo de colinas de baja cota.

El clima es Centroeuropeo (Carballeira *et al.* 1983). Presenta una estación seca poco marcada, con precipitaciones medias anuales en torno a los 1.300 mm y temperaturas medias anuales de alrededor de 11 °C (Carballeira *et al.* 1983. y Martínez *et al.* 1999). Los años 2004, 2005 y 2007 fueron los más secos y fríos, mientras que 2006 fue también frío pero con mayores precipitaciones (Tabla 3). Los datos de nevadas referidos a toda Galicia en cotas bajas (Meteogalicia 2004 - 2008) indican que en CDG se registraron 5 nevadas en 2003 y 2005, cuatro nevadas en 2004 y 2 nevadas en 2006.

Las altas precipitaciones condicionan la presencia de numerosos regatos permanentes que vierten sus aguas a los ríos principales: Parga y Narla, al este, y Mandeo y Tambre, al oeste.

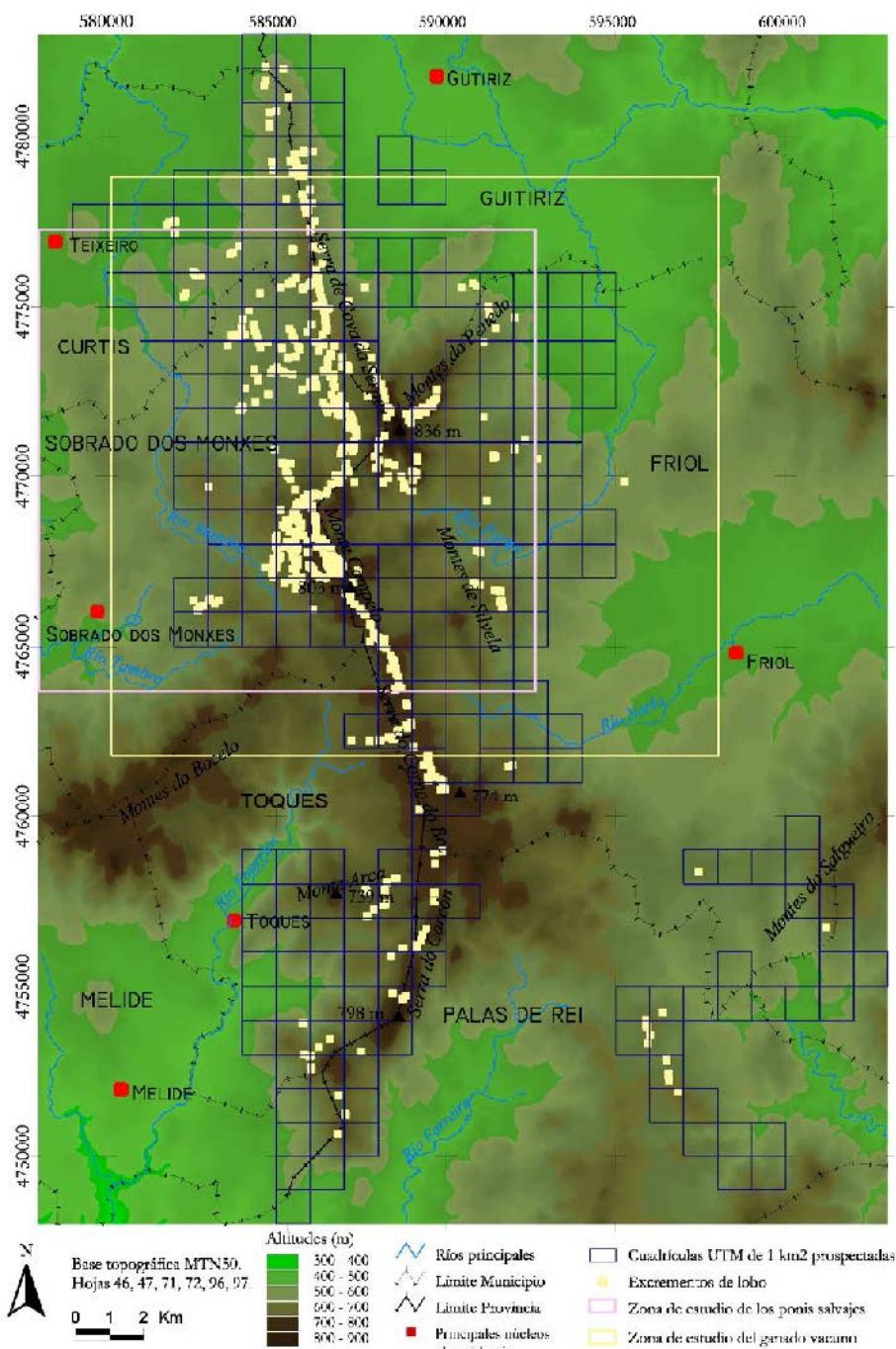


Fig. 8. Mapa del sector "Centro de la Dorsal Gallega" (CDG). Incluye las sierras de A Cova da Serpe y O Careón, así como las intermedias. En azul cuadrículas UTM de 1 km² prospectadas y en amarillo excrementos de lobo localizados. Los polígonos rosa y amarillo representan, respectivamente, las zonas donde se realizó el seguimiento de los ponis y del ganado vacuno semiextensivo.

Tabla 3. Datos climatológicos de la estación de Guitiriz (h = 690 m). (!) Datos de la estación de Corno do Boi (al sur del sector), por no estar disponibles los de Guitiriz (Meteogalicia 2003-2008). Se incluye: temperatura media (T m), máxima media (T max), mínima media (T min), máxima absoluta (T max A), mínima absoluta (T min A), precipitación anual, días de heladas y meses con balance hídrico negativo.

Año	T m (°C)	T max (°C)	T min (°C)	T max A (°C)	T min A (°C)	Lluvia (mm)	Helada (días)	Balance hídrico negativo
2003	11,0	15,4	7,8	35,3	-2,9	1.119	12 (ene-feb)	Mayo-septiembre
2004	10,3	14,7	7,1	31,9	-3,3	861	14 (dic-mar)	Jun, jul, sept
2005	10,0	14,6	6,7	31,5	-4,0	896	31 (nov-abr)	Mayo-septiembre
2006	11,1	15,8	7,7	35,4	-4,6	1.352	17 (ene-mar)	Mayo-septiembre
2007	10,0	14,5	6,7	30,9	-4,6	589 ¹	11 (dic-mar)	-
2008	10,1	14,4	7,0	28,0	-1,8	1.163	10 (nov-dic, mar)	Jun-sept / feb

Desde el punto de vista corológico el sector se incluye en la serie montana galaico portuguesa acidófila del roble (*Vaccinio myrtilli* - *Querceto roboris sigmetum*), excepto el noroeste, que se encuadra en la serie colina galaico-portuguesa acidófila del roble (*Rusco aculeati* - *Querceto roboris sigmetum*). En ambos casos, en su clímax, la vegetación corresponde a un robledal denso con sotobosque de arbustos y hierbas vivaces (Rivas-Martínez 1987). En el paisaje vegetal actual, las zonas de monte se encuentran repobladas con coníferas, mayoritariamente pino de Monterrey y en menor medida pino marítimo y silvestre (*Pinus sylvestris*) (Fig. 9a,b). Generalmente son masas continuas de gran extensión y estrato arbustivo desarrollado. También abundan las superficies con matorral (Fig. 9d), con composiciones específicas que dependen del tipo de suelo, siendo las formaciones de tojos y brezos las más frecuentes. En los suelos evolucionados y ricos en nitrógeno aparecen formaciones de retamas (*Cytisus striatus*, *C. scoparius* y *Genista* sp.). En algunas vaguadas se conservan bandas de frondosas en las que dominan robles y abedules. Los mejores terrenos, en ocasiones en laderas próximas a las repoblaciones, se aprovechan como prados para explotaciones ganaderas (Fig.9c) y como cultivos, especialmente de maíz. El paisaje en los valles está formado por un mosaico de prados y algunos cultivos, rodeados de bosques de frondosas y repoblaciones de pinos y eucaliptos (Fig. 9a,d). Se trata de una zona de gran vocación ganadera, en la que los pastizales son el cultivo predominante.

Los ungulados silvestres presentes, aunque en densidades bajas, son corzo y jabalí. La liebre y el conejo son escasos. CDG es el sector más pobre del área de estudio en cuanto a variedad y densidades de ungulados silvestres. La actividad cinegética es muy popular en la zona, ejerciéndose una presión excesivamente alta sobre las poblaciones de ungulados y lagomorfos, que no les permite recuperarse. Zorros y perros son los carnívoros más grandes, después del lobo.



Fig. 9. Centro de la Dorsal Gallega (CDG): (a) Serra de Cova da Serpe; (b) Monte Campelo, pinares de pino de Monterrey; (c) Corno do Boi con prados en la ladera este y pinares de pino silvestre en los altos; (d) Monte Campelo, ponis salvajes en tojales, en el valle se aprecia un mosaico de prados rodeados por frondosas; (e) S Monte Campelo, explotaciones de ganado vacuno semiextensivo; (f) Ladera N de Corno do Boi, granjas industriales de cerdos. (Fotografías: a-c, f L. Lagos, d-e F. Bárcena)

Aunque con diferentes densidades, los ponis salvajes están presentes en todas las sierras del sector.

De los tres sectores que componen el área de estudio, CDG es la que cuenta con una mayor tradición y vocación ganadera, basada en la explotación de bovino. El censo de ganado vacuno entre 2003 y 2006, de los municipios incluidos en el sector, era de 43.727 vacas: 25.207 de leche y 18.520 de carne (IGE 2003-2006). En las explotaciones de carne predomina el manejo semiextensivo, siendo el manejo tradicional menos frecuente y limitándose el extensivo libre en el monte prácticamente sólo al Campelo; durante el curso del trabajo este tipo de ganadería desapareció de Cova da Serpe y Corno do Boi (ap. 1.5.). La ganadería ovina y caprina es escasa, subsistiendo algunos rebaños mixtos en régimen de pastoreo. La ganadería porcina (Fig. 9f) tiene gran importancia: 2.332 plazas reproductoras y 8.928 plazas de cebo (IGE 2003-2005). El censo de aves es de 10.230, siendo las granjas industriales de gallinas (*Gallus gallus*) especialmente abundantes en Friol y Palas de Reis (INE 2003). El censo de conejos es escaso (234), existiendo alguna granja en Guitiriz y Palas de Reis (INE 2003).

La población humana presenta una densidad de 21,3 hab./km² (INE 2004). Se trata de una población dispersa, que habita básicamente en pequeñas entidades de población denominadas “lugares”, los cuales pueden estar formados por una o varias casas.

3.2.2. Montes con ponis salvajes

La parte del trabajo correspondiente a la ecología de los ponis salvajes y su interacción con el lobo se llevó a cabo en tres montes situados en el Centro de la Dorsal Gallega: Uceira, Campelo y Androeira, así como en dos pequeñas fincas situadas en el monte de Monteagudo, próximo al Campelo (recuadro rosa en Fig. 8, Fig. 10). Todos estos montes y fincas se localizan en un radio de 4,5 km, en el municipio de Sobrado dos Monxes. Al hablar de montes nos referimos a terrenos no cultivados, pertenecientes generalmente a los vecinos de una localidad, y que son aprovechados de forma comunal para la obtención de madera, pastos y otros productos. El perímetro de cada uno de estos montes está cercado con alambre de espino y los caminos de acceso cerrados con puertas o pasos canadienses, con lo que es difícil que los ponis puedan salir, pero estos cierres resultan totalmente permeables para la fauna silvestre. Aún así, en ocasiones algunos ponis salen de los cercados.

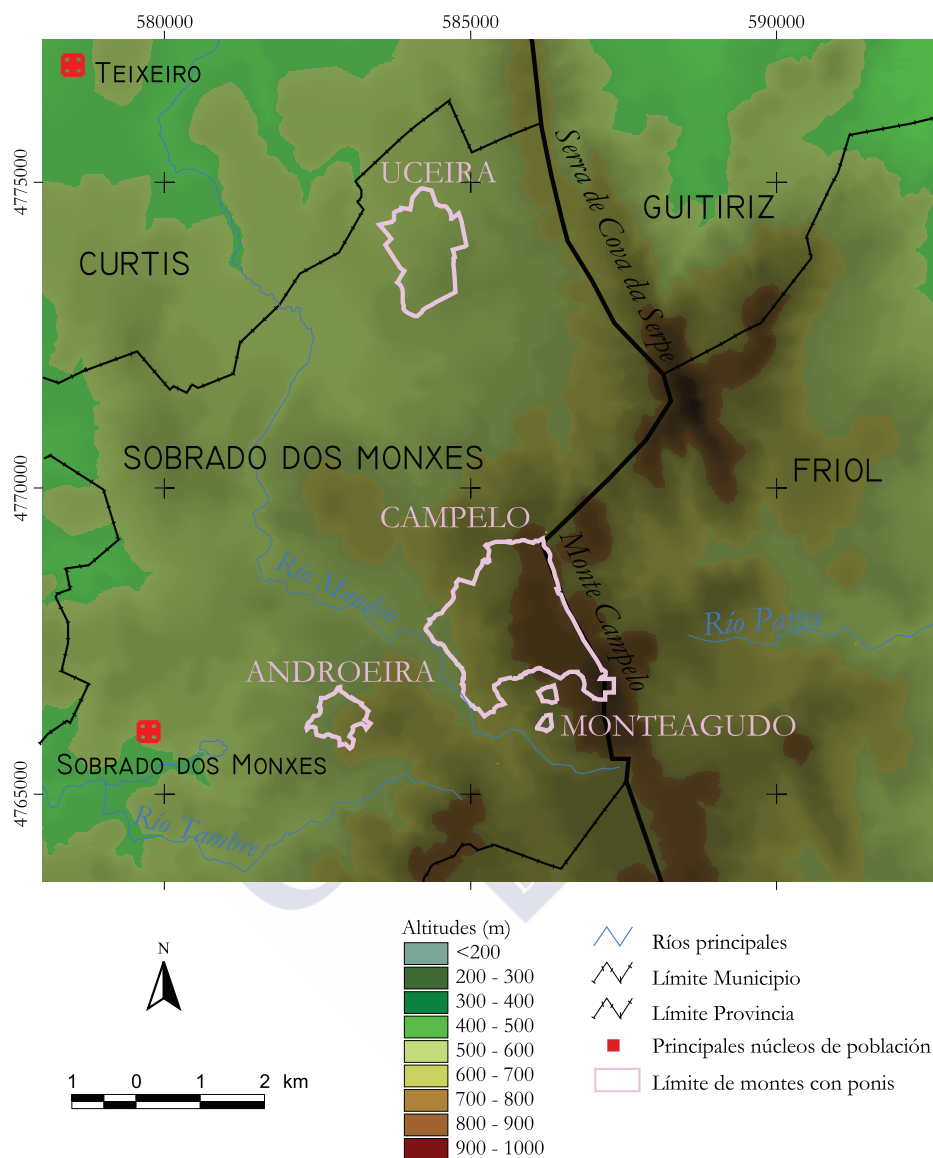


Fig. 10. Situación de los montes en los que se realizó el estudio de los ponis salvajes. En rosa el perímetro y el nombre de cada uno de ellos.

Monte Campelo ($43^{\circ}06'N$, $7^{\circ}58'W$), en adelante CPL, posee una superficie de 403 ha, oscilando su altitud entre 570 y 803 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.). Las orientaciones dominantes son oeste, sudoeste y sur. La vegetación básicamente está conformada por pinares de repoblación, matorral, pastizales y pequeñas manchas de bosque caducifolio (Fig. 11a-b). El

pino de Monterrey ocupa el 39% de su superficie, en su mayor parte es una masa madura con sotobosque de herbáceas y zarzas (*Rubus ulmifolius*). El tojal, en ocasiones acompañado por retamas, codesos (*Adenocarpus complicatus*), piornos (*Genista florida*), zarzas, brezos y helechos (*Pteridium aquilinum*), además de herbáceas, se extiende por el 36% del monte. Los antiguos pastizales que ocupaban diversas zonas han dado lugar a un paisaje vegetal de matorral abierto y estrato herbáceo empradizado, así que el resto de la superficie (25%) está cubierta por un mosaico de pequeños pastizales parcialmente invadidos por matorral, turberas, prados húmedos salpicados de brezos *Erica ciliaris* y sotos y bosquetes de abedules, sauces y robles. Existen numerosas fuentes y regatos que aseguran el suministro de agua para los ponis y las vacas extensivas que también se crían en el monte.

En las faldas del monte Campelo, en el paraje conocido como Alto de Monteagudo, a escasos 500 m al oeste del pico del Campelo, se sitúan dos fincas (MT) de 4 y 6 ha respectivamente, en las que fueron confinadas dos yeguas en 2007. La finca norte tiene orientación oeste y la sur tiene orientación sur; sus elevaciones oscilan entre 655 - 715 m.s.n.m. La vegetación consiste en una repoblación joven de pino de Monterrey con abundante sotobosque de tojos, retamas, brezos y helechos (Fig. 11f). La del norte está limitada en el norte por un regato y la del sur tiene un manantial en su parte alta. Ocasionalmente el dueño de los ponis los cambia de una finca a otra.

Monte de A Uceira (43°03'N, 7°57'W), en adelante UZ, tiene una superficie de 172 ha, siendo su topografía ligeramente llana con altitudes entre 540 y 592 m.s.n.m. La orientación predominante es oeste. La vegetación está constituida por monocultivo de pino de Monterrey, denso y continuo que ocupa prácticamente toda su superficie (90%), salvo un 7% de matorral y un 2% de eucaliptal (*Eucalyptus nitens*) (Fig. 11c-d). El sotobosque es desbrozado frecuentemente, con lo que predomina la vegetación herbácea, aunque también abundan zarzas, helechos y brezos. El matorral predominante es el brezal, que constituye la vegetación natural más frecuente, de ahí su nombre "Uceira", que en gallego significa brezal. Estos brezales son indicadores de la escasa calidad del terreno. Un arroyo de aguas permanentes atraviesa el monte, bordeándolo por el noroeste; existen también varios manantiales.

Monte de Androeira (43°02'N, 7°59'W), en adelante AND, tiene 47 ha de superficie, oscilando su altitud entre 575 - 630 m.s.n.m. La orientación predominante es noroeste. Su vegetación más característica está constituida por un mosaico de pastizales, prados húmedos y turberas, invadidos todos por matorral (52%), incluyendo una gran braña de unas 4 ha con vegetación dominante de herbáceas y *Erica ciliaris* (Fig. 11e). El matorral denso de tojo ocupa el 36% de la superficie del monte. El restante 12% está ocupado por repoblación de pino de

Monterrey, aún joven pero bastante cerrado en algunas zonas, y una pequeña masa de eucalipto de 1,2 ha. Abundan los sotos de abedules, robles y sauces. Existen varias fuentes permanentes. Además de por los ponis salvajes, el monte también es pastado por vacas y caballos domésticos, que son recogidos de noche.

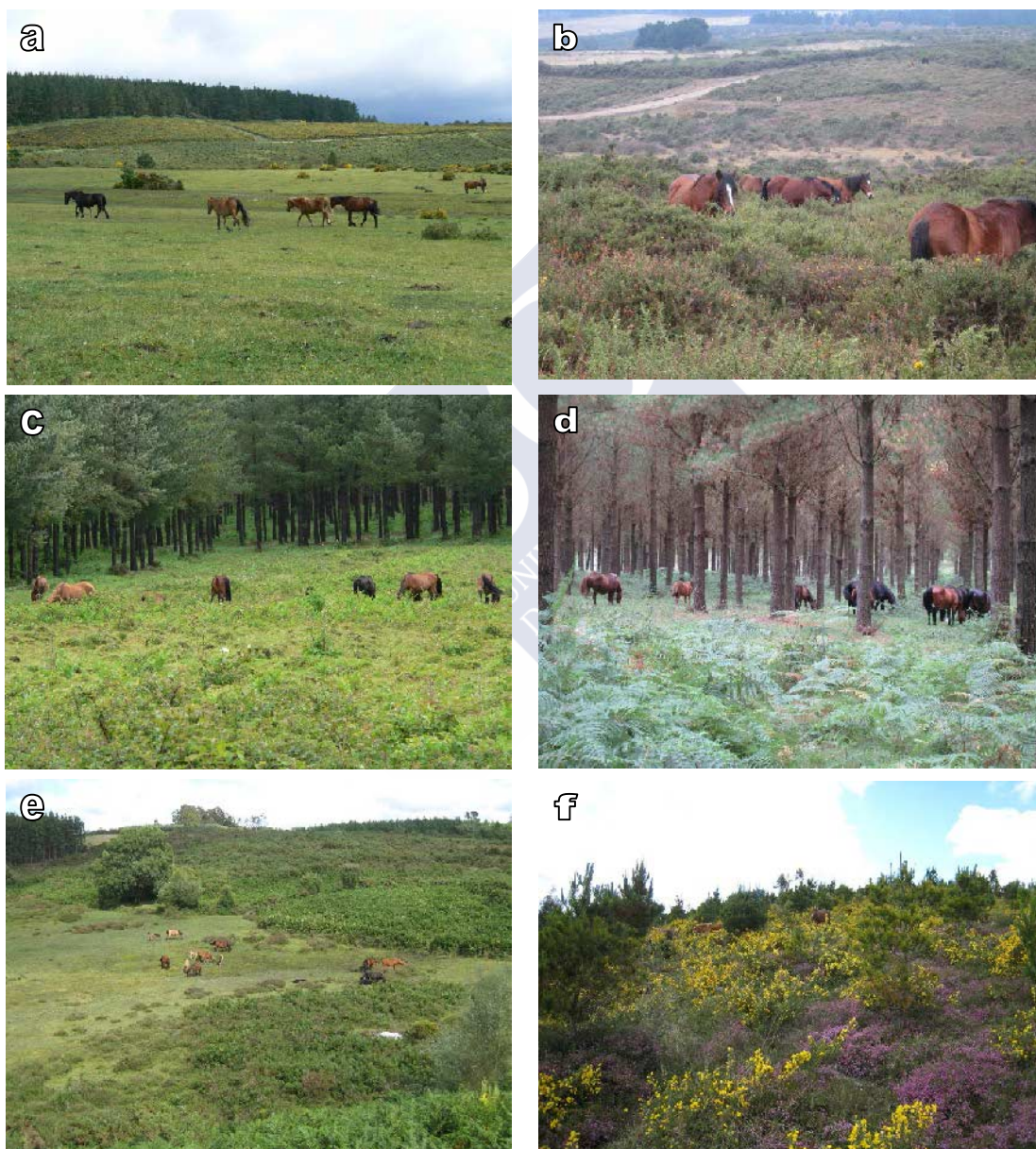


Fig. 11. Montes con ponis salvajes en CDG: (a, b) Campelo; (c, d) Uceira, (e) Androeira, (f) Monteagudo. (Fotografías: a L. Lagos y b-f F. Bárcena)

3.2.3. Explotaciones de ganado vacuno semiextensivo

Todas las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo estudiadas se localizaban en la zona norte del sector CDG (recuadro amarillo Fig. 8), en los municipios de Curtis, Sobrado dos Monxes, Guitiriz y Friol, los dos primeros pertenecientes a la provincia de A Coruña y los otros dos a la de Lugo. En esta zona la cabaña de ganado vacuno de carne se estimó en 3.776 vacas, de acuerdo con el censo de *vacas de non muxidura* del IGE (2003-2006). De entre todas las explotaciones situadas en esta zona, visitamos la mayor parte de aquellas en las que se realizaba un manejo semiextensivo como el que ha sido descrito (ap. 1.5.). Desechamos aquellas explotaciones rodeadas por cierres impermeables que impedían el paso de los lobos. El estudio se llevó a cabo en 33 explotaciones (Fig. 12 y Tabla 4).

La superficie total de las explotaciones estudiadas es 998 ha. Se trata de explotaciones ganaderas compuestas por un número variado de parcelas, mayoritariamente prados, y con una superficie total por explotación de entre 8 y 123 ha (Tabla 4), media 30 ha (SD = 27). Frecuentemente las parcelas están cerradas con setos vivos de sauces, abedules y robles, pero reforzados con alambre de espino. Algunas explotaciones tienen muros de piedra bajos delimitando las parcelas o parte de ellas, otras simplemente están cerradas con alambre de espino. Las parcelas pueden estar divididas a su vez en otras más pequeñas. En ocasiones, las parcelas que componen una explotación pueden estar relativamente alejadas unas de las otras. El ganadero va rotando el ganado de una a otra parcela, según el estado de la hierba. En ocasiones reserva alguna de ellas para renovar el prado o para segar la hierba y ensilarla o henificarla. En el caso de que la explotación esté constituida por una única parcela, las vacas permanecen en ella durante todo el año. Es frecuente que dentro de las parcelas exista algún arbolado, donde el ganado se protege de las inclemencias del tiempo. Generalmente son bosquetes de robles y abedules, o pequeñas repoblaciones de pinos. Con frecuencia hay setos de frondosas bordeando las parcelas (Fig. 13) o zonas de bosque y matorral, formando un mosaico de vegetación (Fig. 14), que ya fue descrito (ap. 3.2.1.). Es frecuente que los prados sean arrendados. Las explotaciones más grandes suelen disponer de naves, en las que engordar los terneros antes de ser vendidos.

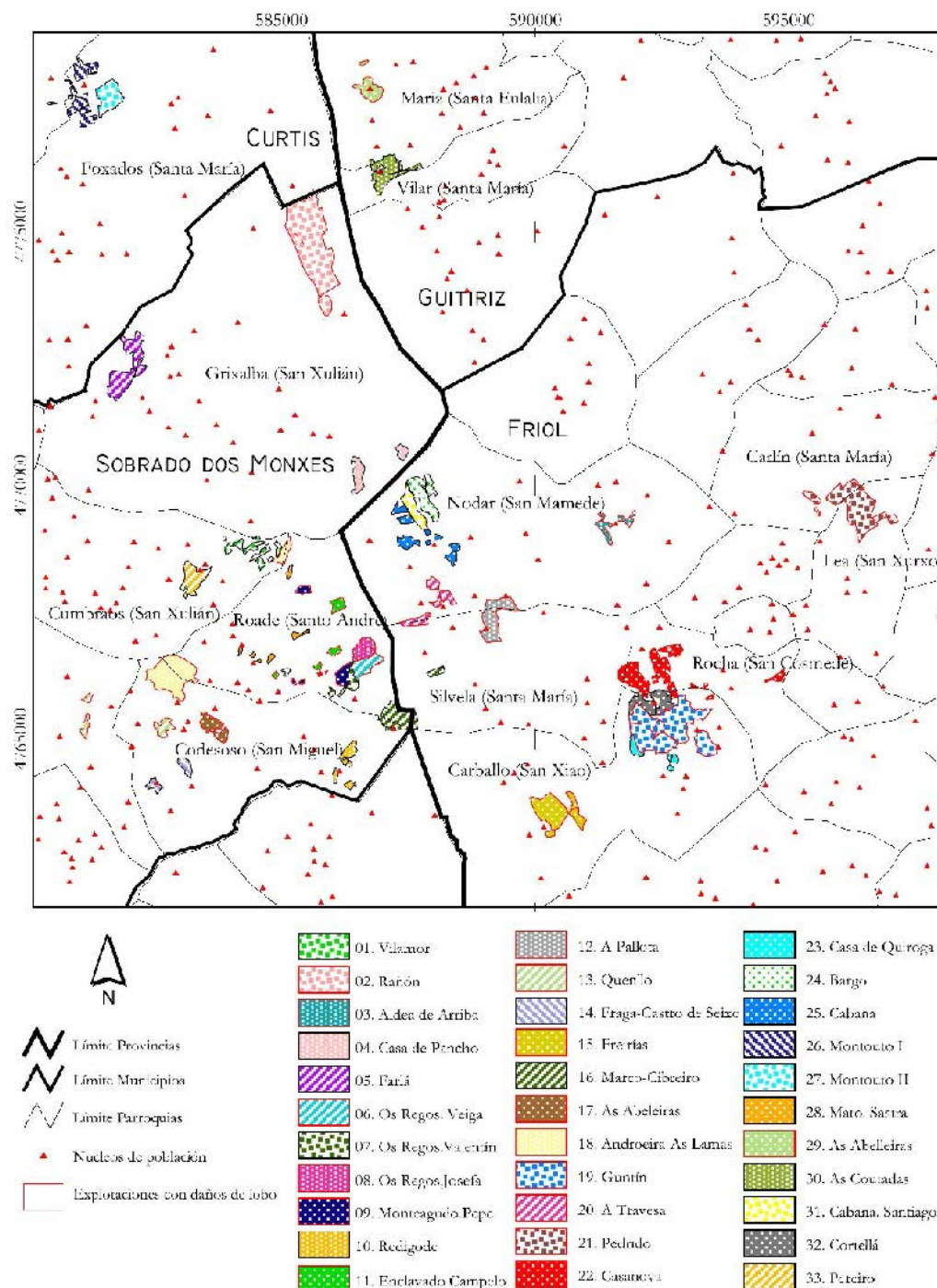


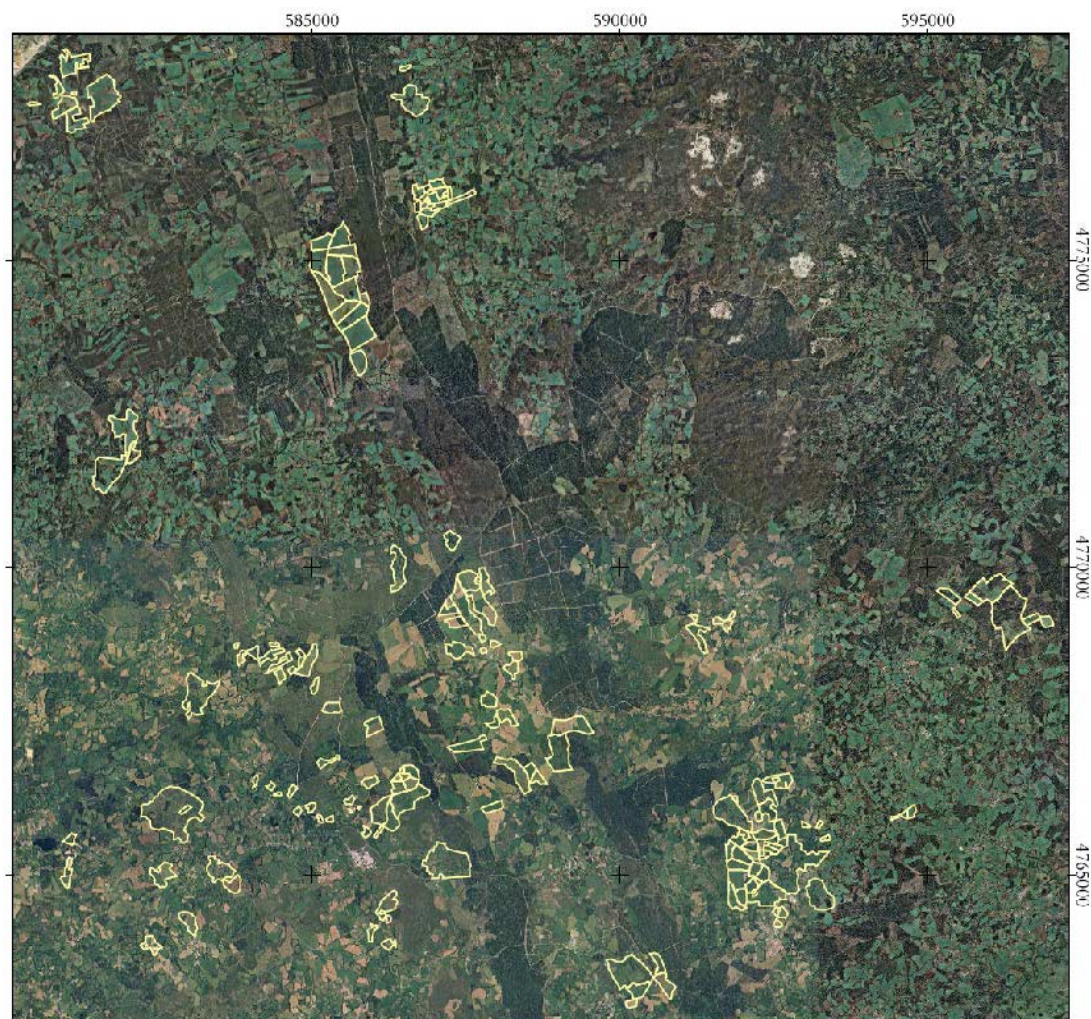
Fig. 12. Mapa con la localización de las explotaciones estudiadas (n = 33) y detalle de los municipios y parroquias en las que están situadas.

Tabla 4. Relación y características de las explotaciones estudiadas: situación (municipio, parroquia y coordenadas UTM del edificio central de la explotación), número de parcelas y superficie en ha (total, máxima y mínima).

n	Explotación	Municipio	Parroquia	UTM_X	UTM_Y	Parcelas	Sup. Total	Sup. Max	Sup. Min
1	Vilamor	Sobrado	Cumbraos	583.853	4.768.109	9	19,04	6,39	0,48
2	Rañón	Sobrado	Grixalba	585.909	4.774.839	13	122,57	16,60	2,20
3	Aldea de Arriba	Friol	Nodar	591.586	4.769.254	5	11,87	6,73	0,79
4	Casa de Pancho	Sobrado	Grixalba	585.018	4.771.109	2	16,96	11,86	5,09
5	Farlá	Sobrado	Grixalba	581.872	4.772.050	3	40,34	15,41	0,25
6	Os Regos. Veiga	Sobrado	Roade	586.663	4.766.466	1	16,02	16,02	16,02
7	Os Regos. Valentín	Sobrado	Roade	585.803	4.766.286	4	10,94	3,40	0,27
8	Os Regos. Josefa	Sobrado	Roade	585.807	4.766.315	6	14,99	4,00	0,70
9	Monteagudo. Pepe	Sobrado	Roade	585.758	4.766.282	6	15,15	9,22	0,16
10	Redigode	Sobrado	Roade	586.168	4.764.389	3	13,26	8,59	2,24
11	Enclavado Campelo	Sobrado	Roade	585.749	4.766.322	4	11,57	5,79	1,00
12	A Pallota	Friol	Silvela	588.999	4.767.169	2	31,46	17,48	13,98
13	Quenllo	Sobrado	Codesoso	582.076	4.764.835	3	15,45	9,03	2,02
14	Fraga-Castro de Seixo	Sobrado	Codesoso	582.502	4.764.115	2	11,45	6,37	5,08
15	Freirías	Friol	Carballo	590.208	4.763.557	5	43,59	31,16	1,89
16	Marco-Cibreiro	Sobr.-Friol	Road.-Nod.	587.203	4.765.194	2	34,84	30,73	3,85
17	As Abeleiras	Sobrado	Codesoso	583.555	4.765.509	2	16,18	10,98	5,20
18	Androcira-As Lamas	Sobrado	Codesoso	582.960	4.765.723	3	62,01	53,00	1,15
19	Guntín	Friol	Carballo	592.300	4.764.925	12	113,95	15,60	0,50
20	A Travesa	Friol	Nodar	588.157	4.767.624	4	19,90	8,00	2,10
21	Pedrido	Friol	Lea	596.711	4.769.199	6	67,73	36,21	0,85
22	Casanova	Friol	Rocha	592.207	4.766.114	14	55,51	20,00	0,62
23	Casa de Quiroga	Friol	Carballo	592.640	4.764.293	4	9,64	5,66	0,84
24	Bargo	Friol	Nodar	587.788	4.769.974	4	26,77	0,50	0,50
25	Cabana	Friol	Nodar	588.023	4.768.835	8	24,32	7,34	0,74
26	Montouto I	Curtis	Foxados	581.100	4.777.700	6	30,72	10,99	0,32
27	Montouto II	Curtis	Foxados	581.100	4.777.700	1	23,55	23,55	23,55
28	Mato. Sastra	Sobrado	Roade	584.476	4.766.402	6	8,45	2,55	0,46
29	As Abilleiras	Guitiriz	Mariz	586.703	4.778.011	2	16,59	2,80	1,00
30	As Coutadas	Guitiriz	Vilar	586.914	4.776.215	15	30,65	3,50	0,40
31	Cabana. Santiago	Friol	Nodar	588.200	4.767.650	1	16,16	16,60	16,60
32	Cortellá	Friol	Carballo	592.400	4.765.700	11	25,13	4,80	0,40
33	Pereiro	Sobrado	Cumbraos	583.345	4.768.326	1	21,56	21,56	21,56
	TOTAL	4 Munic.	12 Parroq.			170	998,31	53,00	0,16



Fig. 13. Explotación de ganado vacuno semiextensivo situada en el ayuntamiento de Friol. Los prados están bordeados por robles y abedules. (Fotografía: L. Lagos)



Base: Ortofotografía aérea PNOA años 2005-2007 hojas 71-72.

Fig. 14. Mapa con la distribución de las parcelas (prados) de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo estudiadas. Se representan sobre ortofotografía digital (años 2005-2007) del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Se puede observar que el hábitat está constituido por un mosaico de vegetación: prados, bosques de frondosas, matorral y pinares de repoblación, y rodeadas por numerosos núcleos de población.

3.3. Sur Macizos Centrales (SMC)

Comprende la mitad norte del valle de Monterrei y las sierras circundantes: de Monterrei al oeste, Entirlos al este y extremo sur de la de San Mamede al norte (Fig. 15). Ocupa gran parte de los municipios de Laza, Castrelo de Val, Monterrei y Cualedro, y en menor medida Vilar de Barrio, Sarreaus, Verín, Riós, Trasmiras, A Gudiña y Vilar de Vos (Tabla 1; Fig. 15).

La sierra de Monterrei es rectilínea, con dirección sudeste a noroeste, ascendiendo desde el centro del valle (360 m) en Verín hasta alcanzar su cota máxima en el Pico de Meda (1.091 m). La sierra de Os Entirlos, que alcanza su altitud máxima en Pena Nofre (1.292 m), comprende los montes de Feilas (1.072 m) y la sierra de Urdiñeira (1.147 m), que conforman respectivamente sus extremos suroeste y sudeste, así como los montes de A Vereia y de As Eiras, que penetran hacia el oeste por el valle de Monterrei (Fig. 16a). La porción de la sierra de San Mamede dentro del área de estudio, alcanza su altitud máxima en Alto de Sabugal (1.452 m). El rango altitudinal oscila entre los 362 m en el fondo del valle hasta los 1.452 m en el Alto de Sabugal. El 13% de la superficie se sitúa por debajo de los 500 m, el 64% entre las cotas de 500 y 1.000 m y el 23% por encima de la cota de 1.000 m.

El clima es Mediterráneo Subhúmedo de tendencia Centroeuropea (Carballeira *et al.* 1983). La temperatura media anual varía entre 8,7 °C en las zonas montañosas del norte (E. C. de Camba), 9,6 °C en altitudes intermedias (Portocamba) y 12,9 °C en el valle; mientras que la amplitud térmica media en las estaciones más extremas (Portocamba) es de 15 °C (Carballeira *et al.* 1983, Gómez 1996). La precipitación anual varía entre las zonas de mayor altitud y el valle: en las estaciones de Camba y Portocamba se registran 2.037 y 1.633 mm anuales respectivamente (Carballeira *et al.* 1983.), mientras que en el valle de Monterrei apenas alcanzan los 1.000 mm (Gómez 1996). Estas escasas precipitaciones confieren al clima del valle y de los montes de menores elevaciones un marcado carácter mediterráneo. En las zonas altas, pueden producirse nevadas hasta 28 días al año y la nieve puede alcanzar un grosor de 0,1-0,7 cm, cubriendo el suelo durante uno o dos meses al año (Gómez 1996). Los años 2004 y 2005 fueron los más fríos y las nevadas fueron especialmente abundantes en 2003 y 2005 (Tabla 5).

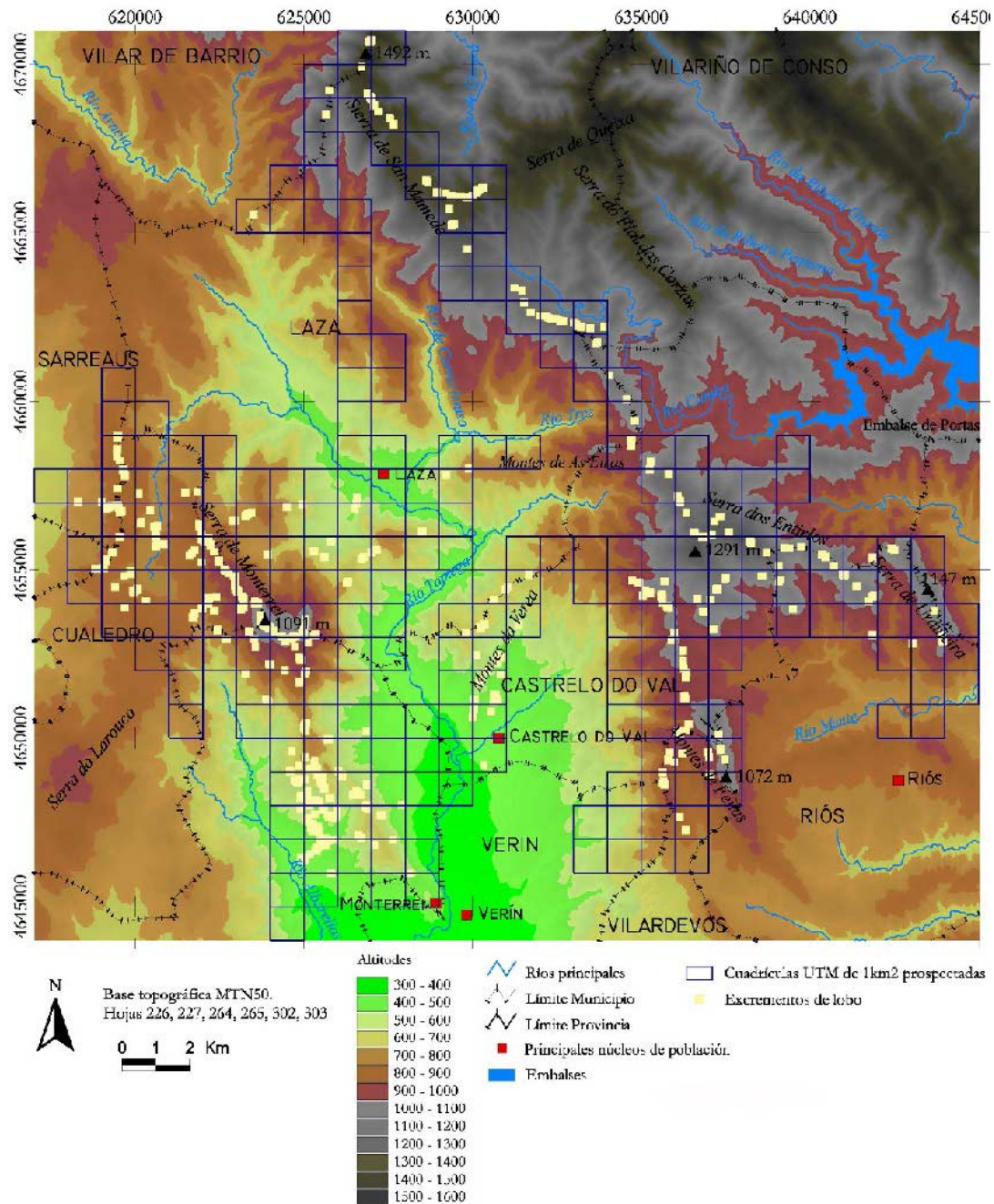


Fig. 15. Mapa del sector “Sur de los Macizos Centrales” (SMC). Comprende la mitad norte del valle de Monterrei y las sierras circundantes de Monterrei al oeste, Entirlos al este y el sur de la de San Mamede al norte. En azul cuadrículas UTM de 1 km² prospectadas, en amarillo excrementos de lobo considerados.

Tabla 5. Datos climatológicos de la estación de Invernadeiro (h = 1.020 m), situada en Vilariño de Conso, y de Verín (h = 555 m) (Meteogalicia 2003-2006). Se incluye: temperatura media (T m), máxima media (T max), mínima media (T min), máxima absoluta (T max A), mínima absoluta (T min A), precipitación anual, días de heladas y meses con balance hídrico negativo.

Año	T med (°C)	T max (°C)	T min (°C)	T max A (°C)	T min A (°C)	Lluvia (mm)	Helada (días)	Bal. hídrico negativo
2003	10,1/13,3	15,8/18,8	4,9/8,3	34,3/38,6	-7,2/-3,8	1.794/747	55 (ene-feb, oct-dic) 23 (ene-feb, nov-dic)	May-set
2004	9,5/12,5	15,8/18,4	4,2/7,4	33,1/36,4	-9,9/-4,3	1.435/617	82/33 (nov-abr)	Jun-set Feb, abr-set
2005	9,8/12,8	16,1/19,1	4,8/7,4	34,2/38,3	-11,7/-8,2	1.179/519	93 (nov-may) 54 (nov-abr)	Jun-set Mar-oct, dic
2006	10,3/13,8	16,2/19,6	5,1/8,7	34,2/38,3	-9,2/-4,7	1.984/718	78 (nov-may) 34 (dic-mar)	May-jul Abr-set

El valle de Monterrei está formado por el río Támega, perteneciente a la cuenca del Duero. Este río recibe una extensa red de afluentes de caudal escaso, caracterizados, según Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1988), por la permanencia de las corrientes de agua durante todo el año, no existiendo la larga estación seca estival típica de la mayor parte de la Península. Los montes del noroeste de este sector constituyen la divisoria con la cuenca del río Limia. Las sierras de San Mamede y los Entirlos constituyen la divisoria con la cuenca del Miño, a donde vierten los ríos Arnoia y Camba, situados en el norte y nordeste de SMC respectivamente.

Las montañas del norte del sector pertenecen a la región Eurosiberiana, mientras que el valle y las montañas del este y oeste se encuentran incluidos en la región Mediterránea. Según Rivas Martínez (1987), en las montañas del norte aparece la serie montana galaico-portuguesa acidófila del roble; sin embargo la mayor parte del sector corresponde a la serie supramediterránea carpetano-leonesa húmeda silicícola del roble melojo o *Quercus pyrenaica* (*Holco mollis* - *Querceto pyrenaicae sigmetum*), apareciendo en las zonas más altas la facies supramesomediterránea con *Erica aragonensis* y en los valles las facies con *Quercus suber* y *Quercus robur*. La etapa madura o clímax de esta serie corresponde a robledales densos de melojo. Las cumbres del Macizo Central se corresponden con la serie altimontana y supramediterránea juresiano-queixense, orensano-sanabriense y estrellense acidófila del abedul o *Betula celtiberica* (*Saxifrago spathularis* - *Betuleto celtibericae sigmetum*), en donde los abedulares representan la etapa madura de los ecosistemas (Rivas Martínez 1987). En la actualidad el paisaje vegetal de estos montes está constituido por extensas repoblaciones de pinos y formaciones de matorral (Fig. 16). Pino marítimo y pino silvestre son las especies de repoblación más abundantes, este último ocupando las zonas más altas; ambas constituyen masas forestales densas, sin apenas sotobosque y con comunidades vegetales muy simplificadas. También existen repoblaciones de

eucaliptos. Las formaciones de matorral presentan distintas composiciones florísticas, entre las que destacan *Erica* sp., *Pterospartium tridentatum* y *Halimium* sp. Por encima de los 1.000 m predomina un brezal de tendencia mediterránea con *Erica aragonensis* (Ruiz 1991). El bosque autóctono ha quedado relegado a estrechas franjas en algunas vaguadas y a zonas de tierras profundas próximas a los valles (Fig. 16b-c). En estas últimas zonas aparecen bosquetes de melojo, que en las más húmedas es sustituido por abedul. El fondo del valle del Támega constituye una superficie agrícola ocupada principalmente por viñedo, interrumpida por terrenos agrarios abandonados, así como por vegetación de ribera. En el verano de 2005 la mayoría de los montes incluidos en este sector se vieron arrasados por el fuego, que afectó a pinares y al matorral, quemando una superficie continua que se ha estimado en 5.331 ha (Lagos y Bárcena, sin publicar) en las sierras de Monterrei, Entirlos y San Mamede.

Los ungulados silvestres corzo (Fig. 16f) y jabalí son abundantes, mientras que el ciervo habita en las sierras del norte y este. La actividad cinegética es popular en este sector, básicamente la caza mayor. Los zorros son los carnívoros más abundantes.

Los municipios de este sector han sufrido una disminución de la población humana de un 58% desde los años 60, salvo en Verín donde la población aumentó en un 55% (INE 2011). La densidad media de los municipios que incluye el sector SMC es de 17,4 hab./km² (INE 2004), concentrándose la población en pequeños pueblos en la periferia de las sierras. Se trata de una zona poco poblada en comparación con el conjunto del territorio gallego, inferior a un quinto con respecto a la media regional.

SMC es el sector con menor censo de ganado vacuno de los tres estudiados: 2.381 vacas (IGE 2003-2006). En la mayor parte de las explotaciones de vacas se realiza un manejo intensivo o industrial, ya que se trata de lecherías y granjas de cebo de terneras en estabulación permanente. Al norte existen explotaciones en régimen extensivo. La ganadería ovina y caprina tiene mayor importancia, existiendo algunos rebaños de desigual dimensión (20-300 cabezas), mayoritariamente de ovejas (Pardellas 1999, Oficina de Extensión Agraria de Verín, com. pers.). Durante el día los rebaños suelen pastar en el monte vigilados por un pastor acompañado por algún mastín, mientras que durante la noche descansan estabulados en naves (Fig. 16e). Mayoritariamente la ganadería porcina es criada en explotaciones familiares para autoconsumo, aunque también existen algunas granjas industriales al sur y al oeste, existiendo 2.381 cerdos censados (INE 2003). Existen también granjas de aves, principalmente gallinas y alguna de avestruces al sur, siendo el censo de 60.000 aves (Oficina de Extensión Agraria de Verín, com. pers.). El censo de conejos es el más abundante de los tres sectores (234) (INE 2003). El ganado equino se limita a la existencia de algunos asnos y mulos para trabajo y carga.



Fig. 16. Sur Macizos Centrales (SMC): (a) Pinares de la Sierra de Monterrei con los montes de A Vereá y Os Entirlos al fondo. (b) Serra dos Entirlos: extensas formaciones de matorral. (c) Frondosas en la cabecera del río Trez. (d) Valle de Monterrei al fondo. (e) Serra dos Entirlos: estabulando las ovejas al anochecer. (f) Corzo macho en los pinares de la Sierra de Monterrei. (Fotografías: F. Bárcena)



4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Poblaciones animales objeto de estudio

4.1.1. Lobo *Canis lupus* L., 1758

Para estimar el tamaño de la población de lobos se utilizó una combinación de diversas fuentes: 1) trampeo fotográfico con cámaras pasivas (ap. 4.2.6.), 2) control de rastros y medición de huellas (ap. 4.2.4.), 3) análisis de la distribución espacial de rastros en el área de estudio, 4) ocasionalmente, observaciones de lobos vivos o muertos y obtención de noticias sobre el avistamiento de lobos.

4.1.1.1. Val do Eume (VDE)

Esta población de lobos se diferencia de las otras dos estudiadas, por encontrarse en el límite NO del área de distribución de la especie en Galicia. Lo que quiere decir que se halla en una situación de relativo aislamiento, agudizado por la propia topografía del terreno, en el que el cauce del Eume actúa a modo de barrera natural (Fig. 6). Este aislamiento se traduce en que las bajas pueden tardar tiempo en ser remplazadas.

A continuación se describe la población anual de lobos en el sector VDE; para los nombres geográficos consultar la figura 6.

En 2003 detectamos dos manadas. Una de ellas, manada “**Norte**”, estaba situada al norte del embalse del Eume y compuesta únicamente por 3 machos: 1 adulto y 2 subadultos. Constituía los restos de una manada mayor, formada al menos por una pareja y sus 3 cachorros

nacidos en 2001. A finales de 2003 uno de los subadultos murió atropellado. La segunda manada estaba compuesta al menos por otros 3 lobos que frecuentaban los montes al sur del embalse y A Serra da Loba, pero su territorio se extendía probablemente más al este, fuera del área de estudio.

Desde febrero de 2004 centramos el trabajo de campo en la zona situada al norte del embalse del Eume (Fig. 6). A finales de ese mismo año detectamos la presencia de más lobos en la manada **Norte**.

En febrero de 2005 la manada **Norte** estaba formada por un mínimo de 7 lobos: los 2 machos conocidos, una hembra adulta con 2 cachorros, otro macho grande y una hembra subadulto. Los vimos y los fotografiamos a todos varias veces. Hasta mayo la manada frecuentó la escombrera de la mina de As Pontes y la aldea Serra do Forgoso. Posteriormente se desplazó hacia los montes Carballeira y de Carracedo, situados al E, al otro lado del Eume, comenzando a atacar al ganado. Como resultado de esta situación, los ganaderos mataron un lobo a tiros y otro envenenado, quedando la manada reducida a 5 individuos, centrados en los montes Carballeira y Caxado, aunque visitando esporádicamente la Escombrera. Esta situación se mantuvo desde finales de 2005 hasta enero de 2007, cuando finalizamos el trabajo en la zona.

4.1.1.2. Centro de la Dorsal Gallega (CDG)

Se estimó la población anual de lobos existente entre el extremo norte de la sierra de Cova da Serpe y el sur de la de Corno do Boi, coincidiendo con los montes en los que se realizó el seguimiento de los ponis y su entorno. En este territorio, la población de lobos estuvo constituida por: 1 manada con 12-13 lobos en 2006, 2 con 20-22 en 2007 y 1 con 9-10 en 2008 (Tabla 6, Fig. 17). Otras zonas periféricas fueron prospectadas con menor intensidad: sierra del Careón y monte Arca entre otoño de 2004 y primavera de 2007, montes de Palas de Reis en 2006 y montes de Silvela entre 2006 y 2007. El detalle de la población estimada se resume en la tabla 6; para los nombres geográficos consultar la figura 8.

En 2003 detectamos dos manadas: a) “**Cova da Serpe**”, que ocupaba la Sierra de Cova da Serpe y el monte Campelo, y estaba constituida por 3 individuos adultos y 2 cachorros; b) “**Corno do Boi**”, situada la sierra de este mismo nombre, en la cual detectamos únicamente la presencia de un lobo adulto.

En 2004 constatamos la permanencia de las mismas manadas. La de **Cova da Serpe** ocupaba el centro oeste de la Sierra y estaba constituida por unos 6 lobos en primavera, que probablemente criaron en la zona; a final de año nos informaron de la muerte de 3 lobos en el extremo E de su territorio. En la manada **Corno do Boi** detectamos la presencia de 3-4 lobos, sin embargo en septiembre desaparecieron coincidiendo con la muerte a tiros de 5 lobos en los alrededores. En diciembre de 2004, después de la ausencia de lobos en la sierra de Corno do Boi durante 4 meses, la manada de Cova da Serpe ocupó esta zona.

Tabla 6. Resumen de manadas de lobo detectadas anualmente en el sector CDG durante el periodo 2003-2008, con detalle del número estimado de lobos, incluidos juveniles (JJ). Las manadas de las que se realizó un seguimiento continuado figuran en negrita. El número de lobos indicado para estas manadas periféricas debe ser considerado mínimo, pues se refiere a los individuos detectados de cada una de ellas, pero probablemente el total de sus componentes sea considerablemente mayor. La distribución de las manadas se indica en la figura 17.

Año	Manada	Territorio	Lobos	Reproducción
2003	Cova da Serpe	Sierra de Cova da Serpe, M. Campelo	5	Confirmada (2JJ)
	Corno do Boi	Sierra de Corno do Boi	1	
Total		2 manadas	6	
2004	Cova da Serpe	Sierra de Cova da Serpe	6	Probable
	Corno do Boi	Sierra de Corno do Boi	3-4	
Total		2 manadas	9-10	
2005	Cova da Serpe	Sierra de Cova da Serpe, Monte Campelo, (Sierra de Corno do Boi)	10	Confirmada ($\geq 2JJ$)
	Careón	Palas. Sólo cruzan la sierra del Careón	2	
Total		2 manadas	12	
2006	Cova da Serpe	Sierra de Cova da Serpe, Monte Campelo, (Sierra de Corno do Boi)	12-13	Confirmada ($\geq 1J$)
	Palas - Careón	Extremo sudeste CDG	6	
Total		2 manadas	16-17	
2007	Campelo	Monte Campelo y alrededores	10-11	Confirmada (2-3JJ)
	N Cova da Serpe	Norte de la Sierra de Cova da Serpe	10-11	Confirmada (2-3JJ)
	Monte Arca	Monte Arca, sierra del Careón, (Corno do Boi)	6	
	Friol	Montes de Silvela, tierras bajas de Friol, (montes de Miraz, Cova da Serpe).	3-4	
Total		4 manadas	29-32	
2008	Campelo	Monte Campelo, Sierra de Cova da Serpe y Cordal de Silvela	9-10	Confirmada (2-3JJ)
	Bocelo	Montes do Bocelo	4-5	
Total		2 manadas	13-15	

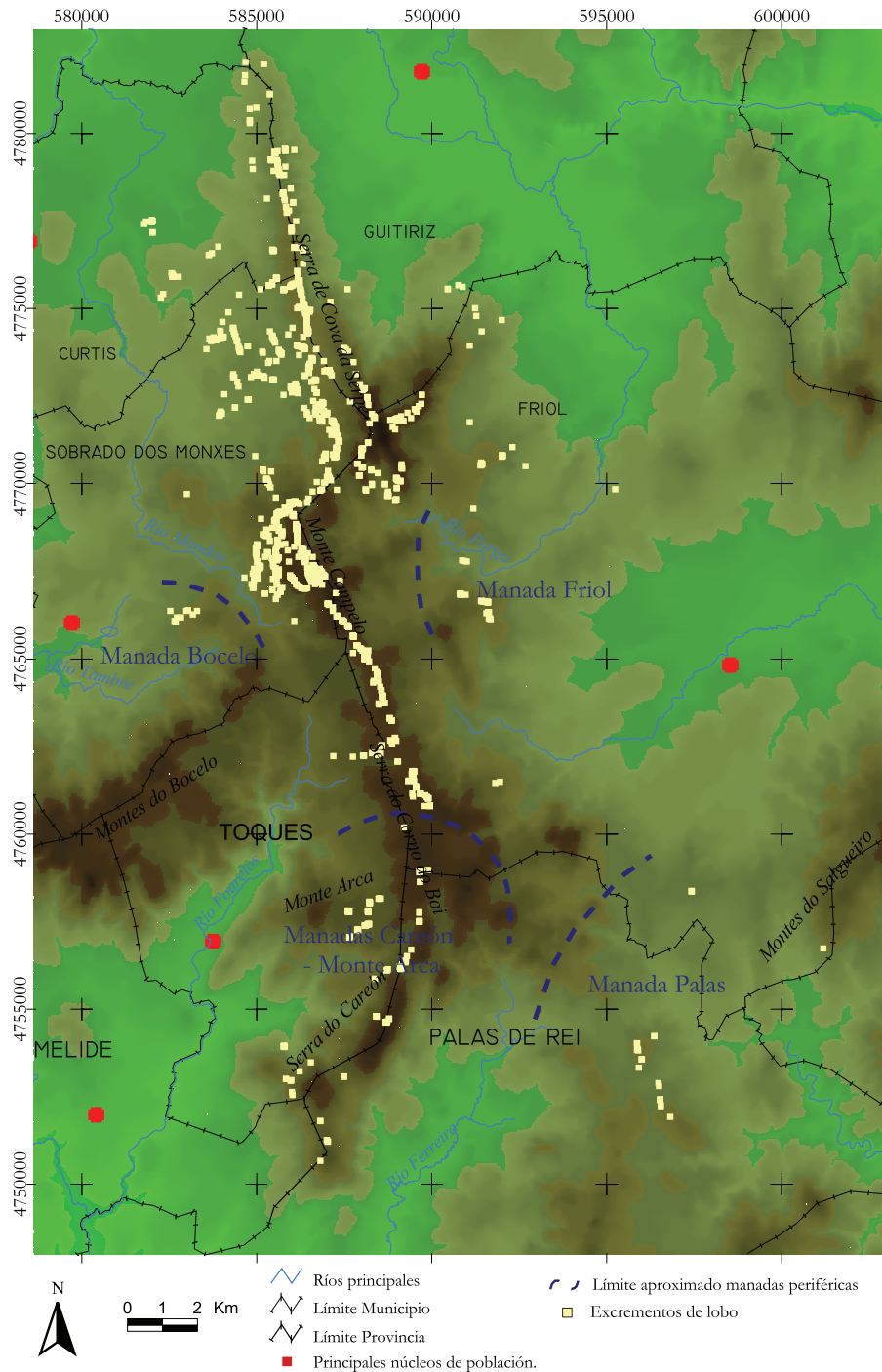


Fig. 17. Mapa del sector CDG con detalle de los excrementos de lobo localizados entre 2003 y 2008. Se indican los límites aproximados de los territorios de las manadas periféricas detectadas (en azul oscuro).

En 2005 constatamos la permanencia de la manada **Cova da Serpe**, que continuaba utilizando el centro de la sierra del mismo nombre, el monte Campelo y la sierra de Corno do Boi. Se componía de 5 lobos adultos, 3 subadultos y por lo menos 2 cachorros en verano. Este año ampliamos el área de estudio hacia el sur, registrando otra manada, “**Careón**”, compuesta por un mínimo de 2 lobos.

En 2006 la manada **Cova da Serpe** ocupaba un territorio, muy extenso desde el norte de Cova da Serpe al norte del Corno do Boi, que incluía los montes con ponis Uceira y Campelo. Detectamos la presencia de 11-12 lobos: 7-8 lobos adultos y 4 subadultos, y por lo menos un cachorro. A lo largo de este año fueron matados ilegalmente en la zona 8 lobos, probablemente 7 pertenecían a esta manada, así que solo 4-5 sobrevivieron hasta 2007. En el extremo SE, en el municipio de Palas, detectamos la presencia de otra manada, “**Palas**”, compuesta por unos 6 lobos, cuyo territorio sólo estaba incluido parcialmente en nuestra área de estudio.

A comienzos de 2007, sobrevivían en el monte Campelo y Cova da Serpe 4 lobos de la antigua manada **Cova da Serpe**. A lo largo del año el número de lobos en este territorio aumentó; resulta difícil saber si se habían incorporado desde otras manadas vecinas o una nueva manada entró en el territorio desplazando a los lobos supervivientes. A esta manada la denominamos “**Campelo**” y estaba constituida por 5 lobos adultos, 3 subadultos del año anterior y 2-3 cachorros. Por otro lado, la concentración de excrementos en extremo norte de sector sugiere que una manada vecina ocupó la parte norte del territorio de la antigua manada de Cova da Serpe. A esta manada la denominamos “**N Cova da Serpe**” y estaba constituida por unos 6 adultos, 2 subadultos del año anterior y 2-3 cachorros pero ocupaba una parte periférica del área de estudio y estimamos que apenas utilizaba los montes con ponis.

En este mismo año detectamos la presencia de dos manadas periféricas. **Monte Arca**, que ocupaba la Sierra del Careón, el monte Arca y el sur de la sierra de Corno do Boi; estaba formada por 6 lobos; en abril de 2007 realizamos la última prospección en esta zona. **Friol**, en la que detectamos 3-4 lobos y que ocupaba los montes de Friol, situados al E del sector; probablemente sólo parte de su territorio estaba incluido dentro del área de estudio.

En 2008, la manada **Campelo** parecía ocupar la parte central del sector CDG, es decir los montes con ponis y sus alrededores. A mediados de septiembre realizamos una prospección en todo el sector y detectamos los rastros de 8 lobos que parecían moverse entre Campelo, Cova da Serpe y Silvela, estando A Uceira asimismo incluida en el territorio de esta manada. A finales de noviembre, en el último muestreo, encontramos un potro muerto y toda la manada

implicada en el ataque; la presencia de nieve nos permitió realizar una estimación precisa del número de componentes de la manada que era de 7 lobos adultos más 2-3 cachorros. Detectamos otra manada periférica, “**Bocelo**”, que estaba compuesta por 4-5 lobos, al menos, y que incluía el Monte Androeira dentro de su territorio.

4.1.1.3. Sur Macizos Centrales

Entre 2003 y 2006 seguimos la población de lobos existente en las sierras de Monterrei y Entirlos y, desde 2005, también la del extremo sur de la sierra de San Mamede. En la tabla 7 se resume la población estimada anualmente según datos proporcionados por F. Bárcena (*in litt.*), que realizó todos los muestreos (Anexo I); para los nombres geográficos consultar la figura 15.

En 2003 se detectaron dos manadas: a) “**Monterrei**”, que tenía como centro de su territorio la Sierra de Monterrei y estaba constituida por 7 individuos adultos y 2 cachorros; y b) “**Entirlos**”, cuyo territorio abarcaba la totalidad de la sierra de este nombre y las estribaciones meridionales de la de San Mamede, estaba compuesta por unos 5 individuos y probablemente crió en la zona.

En 2004 se amplió el área de muestreo hacia el norte y el sudeste, constatándose el mantenimiento de las 2 manadas anteriores, **Monterrei** y **Entirlos**, y la presencia de otras dos: a) “**Baldriz**”, b) “**Toro**”. La manada de Monterrei crió de nuevo, la de Entirlos se redujo a 3 lobos y, en las otras dos, detectamos un mínimo de 3 en cada una de ellas. Las de **Baldriz** y **Toro** se extendían más al norte y probablemente criasen fuera del área de estudio.

En 2005 se amplió aún más el área de muestreo, siendo registradas las mismas manadas del año anterior y una nueva, que llamamos “**Queirugás**” y que se localizaba en los Montes de Feilas, en el extremo SE (Fig. 15), también sólo con parte de su territorio incluido en el área de estudio. Este año sólo fue confirmada la reproducción de la manada de Monterrei.

En 2006 el área de muestreo volvió a ser ampliada hacia el norte, donde detectamos la presencia de otra nueva manada, “**San Mamede**”, cuyo territorio sólo se encontraba parcialmente incluido dentro del área de estudio. La manada de **Toro** desapareció, bien por muerte de sus componentes o porque se desplazaron hacia otro territorio; ambas hipótesis podrían explicarse a causa de los extensos incendios acaecidos en el verano de 2005. Una nueva manada, “**Verea**”, se instaló en los montes de su nombre y probablemente crió. En la Sierra de Monterrei detectamos la presencia de 2 individuos, pero gran parte del monte, incluyendo la

zona de cría de la manada residente, también había quedado calcinada debido a los incendios del verano anterior. Sospechamos que la nueva manada **Verea** y la antigua **Monterrei** pudieran ser la misma, cambiada de ubicación debido a los incendios. Confirmamos por primera vez la reproducción de la manada de **Baldriz**, que tenía un mínimo de 3 cachorros.

Tabla 7. Resumen de manadas de lobo detectadas cada año en el sector SMC, con detalle del número estimado de lobos incluidos juveniles (F. Bárcena, *in litt.*). Los datos correspondientes a manadas con un seguimiento continuado figuran en negrita. El número de lobos indicado para las manadas periféricas, debe ser considerado mínimo, debido a que se refiere a los individuos detectados de cada una de esas manadas y a que, probablemente, el total de sus componentes sea considerablemente mayor. La localización de las sierras y montes citados se indica en la figura 15.

Año	Manada	Territorio	Lobos	Reproducción
2003	Monterrei	Sierra de Monterrei	9	Confirmada (2JJ)
	Entirlos	Sierra de los Entirlos	≈ 5	Probable
Total		2 manadas	≈ 14	
2004	Monterrei	Sur Sierra de Monterrei	≥ 8	Confirmada (2JJ)
	Entirlos	Sierra de los Entirlos	≥ 3	
	Baldriz	Norte Sierra de Monterrei	≥ 3	
	Toro	Sur Sierra de San Mamede	≥ 3	
Total		4 manadas	≥ 17	
2005	Monterrei	Sur Sierra de Monterrei	9	Confirmada (2JJ)
	Entirlos	Sierra de los Entirlos	≥ 3	
	Baldriz	Norte Sierra de Monterrei	2	
	Toro	Sur Sierra de San Mamede	2	
	Queirugás	Montes de Feilas	≈ 2	
Total		5 manadas	≥ 18	
2006	Verea	Montes da Verea	≈ 6	Probable
	Monterrei	Sur Sierra de Monterrei	2	
	Entirlos	Sierra de los Entirlos	3	
	Baldriz	Norte Sierra de Monterrei	≥ 9	
	San Mamede	Sierra de San Mamede	≥ 2	
	Queirugás	Montes de Feilas	≈ 2	
Total		6 manadas	≥ 24	

4.1.2. Poni salvaje de Galicia *Equus ferus atlanticus*.

En el Centro de la Dorsal Gallega (ap. 3.2.) existe una población de ponis salvajes (ap. 1.4.2.) de aproximadamente 215 individuos adultos, presentes en los montes de A Cova da Serpe y alrededores (60), sierra de Corno do Boi (20), sierra de O Careón y monte Arca (50), además de los que habitan en los montes en los que se realizó el estudio (ap. 3.2.2.): Campelo, Uceira, Androeira y Monteagudo (74-86). La elección de estas últimas manadas para su estudio se debe a que: a) habitaban en montes cerrados; b) estaban sujetas a escaso manejo; c) existía posibilidad colaboración por parte de los *besteiros*. Las yeguas de Androeira y Monteagudo no fueron tenidas en cuenta para el estudio de la ecología reproductora de los ponis (ap. 5.2.1.).

La población de ponis adultos estudiada osciló entre 74 y 86 individuos (Tabla 8). La población del Campelo estaba articulada en tres manadas: Alto, Fonte y Pastizal. En Uceira, aunque con un único garañón, las yeguas estaban agrupadas en dos manadas: Bosque y Claro. En 2007 se amplió el estudio a la manada residente en Androeira y a dos yeguas encerradas en una finca en Monteagudo. Los cambios existentes en el monte Campelo en 2008, se debieron a la muerte de una yegua y la retirada de otras 2, y en Androeira a la introducción en el monte de una nueva yegua. Se consideraron adultos a todos los ponis de tres o más años, subadultos a los de uno y dos, y potros a los menores de uno. En 2006 todos los ponis tenían entre 5-20 años, excepto una yegua de 3 en Uceira.

Tabla 8. Detalle de la población de ponis adultos al comienzo de cada época reproductora.

Montes	Sexo	2006	2007	2008
Campelo	Garañones	3	3	3
	Yeguas	50	50	47
Uceira	Garañones	1	1	1
	Yeguas	20	20	20
Monteagudo	Garañones		0	0
	Yeguas		2	2
Androeira	Garañones		1	1
	Yeguas		9	10
Total	Garañones	4	5	5
	Yeguas	70	81	79
	Suma	74	86	84

Los ponis del Campelo pertenecían a 7 *besteiros*, aunque la mitad de las yeguas eran de uno sólo, los de Uceira eran de una empresa maderera (Losán, Aserpal), los de Monteagudo eran de uno de los *besteiros* del Campelo y los de Androeira pertenecían a dos propietarios del monte. Los potros eran retirados a finales de verano o principios de otoño y vendidos para carne. Para poder abordar el estudio de los ponis, llegamos a un acuerdo económico con la mayoría de los *besteiros* al objeto de minimizar el manejo y su impacto. El acuerdo consistió en pagarles una cantidad anual en función del número de yeguas de cada uno, a cambio de que no retirasen ningún poni del monte durante el periodo de estudio.

4.1.3. Ganado vacuno semiextensivo *Bos taurus* L., 1758

El ganado estudiado fue el vacuno en régimen de explotación semiextensivo (ap. 1.5.) para la obtención de carne. El estudio se realizó sobre 33 explotaciones (ap. 3.2.3), con una media de 36,0 vacas por explotación (SD = 39,5; rango 6-200) y 1,16 toros (SD = 0,52; rango 0-3), lo que supuso un total de 1.188 vacas y 36 toros (Tabla 9). Cuando a lo largo del periodo de estudio varió el número de cabezas de la explotación, se consideró el valor máximo del rango. Las razas presentes en las explotaciones se clasificaron según Fuentes García *et al.* (2000):

Cachena.- es una de las razas bovinas autóctonas de Galicia, perteneciente al grupo de las morenas, originaria de las zonas montañosas de la Serra do Xurés, Serra de Leboeiro y Montes de Quinxo, en los municipios de Entrimo, Lobios y Muíños, al sur de la provincia de Ourense, de aptitud cárnica en la actualidad y de trabajo en el pasado (Justo 2009). Pequeña talla: pesos medios de 586 kg en machos y 391 kg en hembras, altura en la cruz de 1,22 m en machos y 1,17 m en hembras peso medio de los terneros al nacer de 19-20 kg (Sánchez *et al.* 1992). Cuernos de grandes proporciones en forma de lira, capa castaña clara más oscura en la región del cuello, flequillo en la testuz, pabellones auriculares poblados de pelo, en los machos la capa es oscura, mucosas nasales y genitales negras (Justo 2009). Raza de gran rusticidad, muy protectora con sus terneros, sufre una mínima incidencia de enfermedades, facilidad de parto debida al reducido peso del ternero al nacer y buena capacidad lechera, por lo que permite producir carne con bajos costes de producción (Sánchez *et al.* 1992, Fernández *et al.* 2001, Justo *et al.* 2009). En CDG, presente en tres explotaciones con un censo total de 67 vacas.

Rubia Gallega.- raza originaria de Galicia, su aptitud era triple, pero hoy en día se selecciona y cría mayoritariamente para la producción de carne, peso medio de 700 kg en hembras y 1.000 kg en machos, los terneros al nacer pesan alrededor de 40 kg, altura en la cruz

de 1,34 m en hembras y 1,47 en machos, capa de color rubio, trigüeño o canela, desde clara (“marela”) a oscura (“bermella”), con degradaciones en hocico, ojo (ojo de perdiz), axilas y bragadas; mucosas, pitones y pezuñas de color claro (Fuentes García *et al.* 2000). Raza muy productiva, con facilidad de parto (98% partos fáciles), longevidad, cualidades maternas y rustica. (ACRUGA 2009). En CDG, 23 explotaciones con raza mayoritaria Rubia Gallega pura o cruzada, con un censo total de 940 vacas. De éstas, 5 explotaciones con raza Rubia pura, que suman un censo de 272 vacas.

Limusina.- originaria del centro de Francia, de la región de Limousin, hoy en día muy extendida por Galicia. Aptitud cárnica. Peso medio de 600 kg en hembras y 800 kg en machos, los terneros al nacer pesan alrededor de 33 kg, altura en la cruz de 1,30 m en hembras y 1,40 en machos, capa generalmente colorada o retinta, o más clara, con degradaciones en el hocico, alrededor de los ojos, bajo vientre y periné, mucosas sonrosadas, cuernos rosados blanquecinos en su base y oscurecidos en la parte distal (Fuentes García *et al.* 2000). Raza muy rústica, de fácil adaptación al medio y que no presenta problemas de parto, debido al escaso peso de los terneros al nacer, por lo tanto idónea para la explotación semiextensiva (Fuentes García *et al.* 2000). En CDG, tres explotaciones en las que predomina la raza Limusina pura, que suman un censo de 82 vacas. Es la raza que se cruza con la Rubia Gallega con más frecuencia. Por lo menos tres explotaciones más en las que la raza predominante es Rubia mezclada con Limusina que suman un censo de 97 vacas

Asturiana.- raza autóctona de Asturias, procedente del litoral de la zona de Carreño, originariamente de triple actitud, hoy exclusivamente de aptitud cárnica, peso medio de 750 kg en las hembras, 1.000 kg en los machos y 42 kg los terneros al nacer, altura en la cruz de 1,32 m en las hembras y 1,44 en los machos (Fuentes García *et al.* 2000). Capa castaña, de tonalidad variable, desde amarillo pajizo pálido hasta castaño rojizo, más oscura en los machos, con degradaciones color crema en la cara interna de las extremidades, bragada y orla del hocico, ojos rodeados de halo más claro que el color de la capa y mancha negra, más o menos pronunciada bajo los ojos, y cuernos de color blanco (Rodríguez *et al.* 2009), pero mucosas, pezuñas y pitones siempre negros (Fuentes García *et al.* 2000). En CDG, una explotación de raza Asturiana pura y otra explotación de Asturianas cruzadas con Rubias.

Fleckvieh o Simmenthal.- raza originaria de Suiza, de doble aptitud para producción de carne y leche, la selección de la aptitud cárnica o láctea varía según los países, buen desarrollo muscular y gran tamaño de la ubre, peso de 800 kg en las hembras y 1.100 kg en los machos, altura en la cruz de 1,34 m en las hembras y 1,44 m en los machos, capa berrenda desde anaranjada hasta colorada oscura con manchas blancas, mucosas y pezuñas claras, y Capa

berrenda, castaña con manchas blancas (Fuentes García *et al.* 2000). En CDG, no aparece como raza predominante en ninguna de las explotaciones estudiadas, pero si aparecieron rasgos propios de la raza en cuatro.

Blonde de Aquitania.- originaria de la región de Aquitania, en el sudoeste de Francia, hoy en día integrada en España, orientada hacia la producción de carne, peso entre 900-1.000 kg en las hembras y 1.000-1.300 kg en machos, alzada en la cruz de 1,45 m en hembras y 1,52 m en machos, capa rubia con tonalidades que oscilan desde el claro o casi blanco, al oscuro (Fuentes García *et al.* 2000), degradaciones alrededor de los ojos y del morro, parte interior de extremidades, e inferior del abdomen, mucosas claras, cuernos claros, oscureciéndose hacia la punta (Feagas 2010). Es muy similar a la Rubia Gallega y se ha importado para mejorarla (Fuentes García *et al.* 2000). En CDG, sólo una explotación con 48 vacas.

Galloway.- originaria del sudoeste de Escocia, región conocida antiguamente como Galloway, hoy se halla muy extendida, especialmente por América. Animales de pequeña talla: peso medio de 397 kg para el toro y 276 kg para la vaca, pesando los terneros al nacer 17 kg, pelaje largo y espeso con pelo cobertor para protegerse del viento y la lluvia y una densa lana para aislarla del frío y la humedad, lo que la convierte en apta para climas severos, la capa más frecuente es negra, no posee cuernos (Oklahoma State University 1995-2008). Temperamento muy manso, aunque en algunos lugares se hacen pastar con rebaños de ovejas para protegerlas de zorros y perros salvajes (Bavera 2005). Una explotación en CDG con 25 vacas.

En CDG, las razas mayoritarias eran: Rubia Gallega (en adelante Rubia), Limusina, Asturiana, Cachena, Blonde y sus cruces (Fig. 18). En menor proporción estaban presentes otras razas puras o sus híbridos: Morenas del Noroeste, Fleckvieh, Galloway, Hereford, Parda Alpina y Charolesa, entre otras. En el 58% de las explotaciones predominaban las vacas Rubias cruzadas (Rubia x), especialmente con Limusina, en el 15% eran Rubias puras, en el 9% Limusinas puras, en otro 9% Cachenas y en el 9% restante se repartían a partes iguales Asturianas, Blonde y Galloway (Tabla 9). 16 de estas explotaciones habían sufrido daños por lobo en los 5 años anteriores.

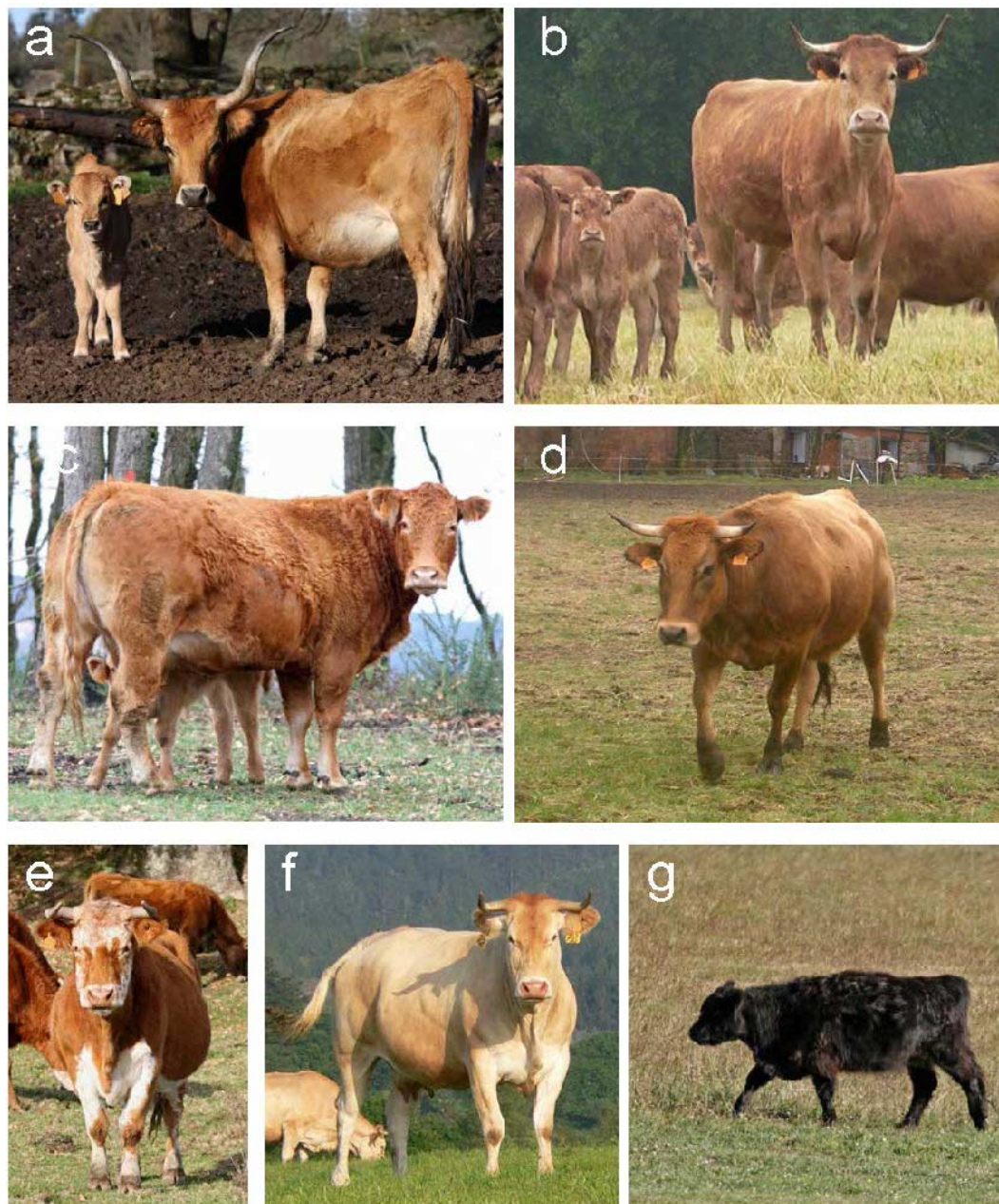


Fig. 18. Razas de vacas presentes en las explotaciones semiextensivas estudiadas: (a) Cachena, (b) Rubia Gallega, (c) Limusina, (d) Asturiana, (e) Fleckvieh, (f) Blonde, (g) Galloway. (Fotografías: F. Bárcena).

Tabla 9. Relación de explotaciones estudiadas, con detalle del número de toros, vacas, sus razas y si la explotación sufrió daños de lobo o no.

n	Explotación	Toros	Raza toro	Vacas	Raza ppal. vacas	Daños
1	Vilamor	1	Limusina	23	Rubia x Limusina	NO
2	Rañón	1	Blonde	48	Blonde	SI
3	Aldea de Arriba	1	Limusina	20	Rubia x	SI
4	Casa de Pancho	1	Cachena	13	Cachena	NO
5	Farlá	2	Limusina	70	Rubia	NO
6	Os Regos. Veiga	1	Limusina	49	Rubia x Limusina	SI
7	Os Regos. Valentín	1	Limusina	16	Rubia x	NO
8	Os Regos. Josefa	1	Asturiana	12	Rubia x Asturiana	SI
9	Monteagudo. Pepe	1	Rubia	6	Rubia	SI
10	Redigode	1	Limusina	17	Rubia x	NO
11	Enclavado Campelo	1	Rubia	8	Rubia x	SI
12	A Pallota	0		25	Galloway	SI
13	Quenllo	1	Limusina	26	Limusina	SI
14	Fraga-Castro de Seixo	1	Limusina	16	Limusina	NO
15	Freirías	1	Limusina	40	Limusina	SI
16	Marco-Cibreiro	1	Limusina	10	Rubia x	NO
17	As Abeleiras	1	Limusina	26	Rubia x Fleckvieh	SI
18	Androeira-As Lamas	2	Rubia x	14	Rubia x	SI
19	Guntín	2	Rubia	110	Rubia	SI
20	A Travesa	1	Rubia	50	Rubia x	SI
21	Pedrido	2	Rubia x	120	Rubia x	SI
22	Casanova	3	Rubia x	200	Rubia x	SI
23	Casa de Quiroga	1	Rubia x Limusina	20	Rubia x	NO
24	Bargo	1	Limusina	40	Rubia x	NO
25	Cabana	1	Limusina	25	Rubia x Limusina	NO
26	Montouto I	1	Cachena	28	Cachena	NO
27	Montouto II	1	Cachena	26	Cachena	NO
28	Mato. Sastra	1	Rubia	8	Rubia x	NO
29	As Abilleiras	1	Asturiana	14	Asturiana	SI
30	As Coutadas	1	Rubia	52	Rubia	NO
31	Cabana. Santiago	1	Limusina	11	Rubia x	NO
32	Cortellá	1	Rubia	36	Rubia	NO
33	Pereiro	1	Rubia x Limusina	11	Rubia x	NO
	TOTAL	36		1.188		NO

4.2. Trabajo de campo

4.2.1. Esfuerzo total de muestreo

El trabajo de campo se realizó entre 2003 y 2008, con una duración diferente en VDE, CDG y SMC (Tabla 10). En una primera fase, entre marzo de 2003 y octubre de 2006, el trabajo se centró en localizar rastros de lobo en los tres sectores para colectar muestras de excrementos que permitiesen describir su dieta, a la vez que se obtenía información sobre sus poblaciones y las de sus presas silvestres. En una segunda fase, a partir de mayo de 2006, se comenzó a trabajar de forma más intensiva en CDG, estudiando la ecología de los ponis salvajes y del ganado vacuno semiextensivo, así como su relación con los lobos. En septiembre de 2006 finalizamos el trabajo en SMC y en abril de 2007 en VDE.

Durante el periodo marzo de 2003 a diciembre de 2008 se realizaron un total de 144 muestreos, que supusieron 412 jornadas de campo y 9.296 km de recorrido (Tabla 10).

4.2.2. Prospecciones de lobo y de otros mamíferos

Las prospecciones tuvieron por objeto la localización de rastros de lobo: excrementos, huellas, rascadas, camas, o pasos bajo alambradas. La localización de excrementos posibilitó la recogida de muestras para el estudio de la dieta (ap. 4.2.5.). El conjunto de los rastros permitió la identificación de las zonas más frecuentadas por los lobos, realizar una estimación de su población (ap. 4.1.1.) y seleccionar emplazamientos para la instalación de cámaras fotográficas pasivas (ap. 4.2.6.).

Durante las mismas prospecciones se rastrearon también indicios de presencia de otros mamíferos, particularmente de las presas potenciales de lobo: jabalí, ciervo, corzo, tejón (*Meles meles*), liebre y conejo; así como de sus posibles comensales o competidores por los recursos tróficos, como perro y zorro. También se registró la presencia de ganado, su abundancia y tipología, así como de actividad humana.

Tabla 10. Esfuerzo de muestreo. Entre 2003 y 2006 se realizaron prospecciones de campo en los tres sectores. A partir de mayo de 2006 las prospecciones se centraron en CDG. En mayo de 2010 se realizó una revisión de explotaciones de vacuno de dos días que no se recoge en la tabla. Detalles del esfuerzo por muestreo en Anexo I

Sector	Periodo	Descripción	n.º muestreros	días	km
VDE, CDG y SMC	Marzo 2003 - octubre 2004	Prospecciones aproximadamente mensuales en cada uno de los sectores.	35	116	1.821
VDE, CDG y SMC	Noviembre 2004 - septiembre 2006 (hasta abril 2006 en CDG, hasta mayo 2007 en VDE)	Prospecciones bimensuales en CDG y SMC y prospecciones esporádicas en caso de ataques de lobo en CDG. Prospecciones mensuales en VDE hasta octubre de 2005 y aproximadamente bimensuales entre abr06 y may07.	41	138	3.146
CDG	Mayo 2006 - diciembre 2008	Prospecciones bimensuales de lobo, Seguimiento quincenal de ponis (abril-diciembre), Seguimiento mensual de ponis (enero-marzo), Revisión explotaciones de vacuno (dic2007-abr08), Prospecciones eventuales en caso de ataques de lobo.	68	158	4.329
Total	Marzo 2003 - diciembre 2008	Total muestreros	144	412	9.296
VDE	Marzo 2003 - mayo 2007		27	49	1.024
CDG	Junio 2003 - diciembre 2008		92	240	5.827
SMC	Agosto 2003 - septiembre 2006		25	123	2.445

Se utilizó como unidad espacial la cuadrícula UTM de 1.000 x 1.000 m (100 ha) y a ella se refirieron los datos. Se usó el sistema de posicionamiento global GPS (Global Positioning System) para localizar en el espacio nuestra posición en el campo de forma continuada y cada uno de los datos registrados. Se utilizaron diversos receptores Garmin: “45”, “76”, “Map 60CSx” y “eTrex Legend”. Todos los equipos de campo provistos de reloj fueron sincronizados con los receptores GPS, utilizándose la hora solar.

Fueron realizados un total de 85 muestreos específicos de lobo y otros mamíferos, que ocuparon 308 jornadas de campo, siendo recorridos un total de 5.198 km (Tabla 11).

Durante las primeras prospecciones se programaron los recorridos, o transectos lineales, con ayuda de cartografía 1:25.000 del IGN, eligiendo preferiblemente las pistas trazadas por las cuerdas de los montes o las más próximas a los altos. Una vez localizadas las áreas utilizadas por los lobos dentro de cada sector de estudio, estos recorridos iniciales fueron modificados en función del uso del espacio por los lobos. Algunos de estos transectos se establecieron como fijos, recorriéndose prácticamente en todos los muestreos, mientras que otros fueron recorridos con menor periodicidad.

Tabla 11. Esfuerzo de muestreo en las prospecciones de lobo y otros mamíferos en los tres sectores (VDE, CDG y SMC). Detalle de los periodos de realización del trabajo de campo, numeración y número de muestreos realizados, número de jornadas, kilómetros totales, velocidad media de prospección, media de kilómetros recorridos por muestreo y total de cuadrículas de 1 km² prospectadas.

Sector	Periodo	Muestreos	n. ^o Muestr.	Jornadas	km	Vm (km/h)	Km/Muest. Media (SD)	Cuad. prosp.
VDE	Mar. 03 – may. 07	VDE 01-68	25	47	1.005	11,73	40 (28)	302
CDG	Jun. 03 – dic. 08	CDG 05-107	35	140	2.273	9,25	77 (47)	259
SMC	Agost. 03- sept. 06	SMC 05-29	25	121	1.921	10,05	77 (27)	247
Total	Mar. 03 – dic. 08		85	308	5.198	10,34		808

Los recorridos fueron cubiertos por dos observadores mediante vehículo todoterreno a lo largo de pistas y cortafuegos a una velocidad media de 10,34 km/h. Todos los cruces interceptados a lo largo de los transectos fueron revisados a pie, procurando realizar un esfuerzo similar en cada cruce, para lo que se cubría un tramo de 100 m de longitud, repartido entre todos los ramales del mismo, realizando recorridos de unos 200 m lineales por cruce, teniendo en cuenta idas y vueltas. Se revisaron los cruces de camino porque constituyen las

zonas donde los lobos marcan con más frecuencia (Peters y Mech 1975, Vilà *et al.* 1994, Barja *et al.* 2004). En aquellas cuadrículas en las que no existían cruces, en su lugar, haciendo centro en collados o vaguadas, se prospectaron a pie tramos de pista de 100 m de largo, que con la ida y vuelta del observador igualaban los 200 m recorridos en los cruces.

Los excrementos, rascadas, encames y pasos de lobo localizados se posicionaron geográficamente mediante GPS. En el caso de las huellas de lobo y rastros de los demás mamíferos se anotó la correspondiente cuadrícula UTM. Se tomó nota del número de cruces revisados por cuadrícula. Todos los recorridos fueron registrados con GPS y posteriormente descargados en ordenador, mediante los programas G7ToWin, versiones A.00.145 y A.00.199, y Oziexplorer versión 3.90.3. Al objeto de valorar la calidad de cada prospección realizada, se tomó nota de la meteorología reinante con ayuda de una estación meteorológica de bolsillo Kestrel 4000 y se descargaron los datos registrados al ordenador mediante el programa Kestrel Pocket Weather Tracker versión 1.11.

4.2.3. Detección de rastros y evaluación de las poblaciones de otros mamíferos

Se registraron todos los contactos visuales con las especies de macro y meso-mamíferos presentes en el área de estudio y se tomó nota de todos los indicios de presencia detectados a lo largo de los recorridos de prospección. Con carácter general se registraron huellas y excrementos (Fig. 19), así como pelos enganchados en pasos bajo cierres alambrados o carroñas. Además, en el caso de jabalí, hozaduras, bañas y rascaderos; en cérvidos, camas, rascadas de cuernos en árboles y contactos auditivos; en tejón, escarbaduras y letrinas.

Al objeto de evaluar la densidad relativa de cada especie, se cuantificó en cada cuadrícula el número de rastros detectados y el número de cruces prospectados. Se estimó el número de individuos que había transitado por el cruce en función de los rastros de huellas detectados; en su defecto, debido a las condiciones meteorológicas o a la dureza del terreno, se cuantificó el número de excrementos detectados, o el número de letrinas y escarbaduras en el caso del tejón. Para los lagomorfos se contabilizó el número de grupos de excrementos o letrinas. En el caso de otro tipo de rastros, como hozaduras de jabalí, se establecieron valoraciones relativas. Teniendo en cuenta que la mayor parte de los transectos establecidos eran prospectados cada dos meses, únicamente fueron considerados los rastros frescos o de antigüedad media (ap. 4.2.5.).

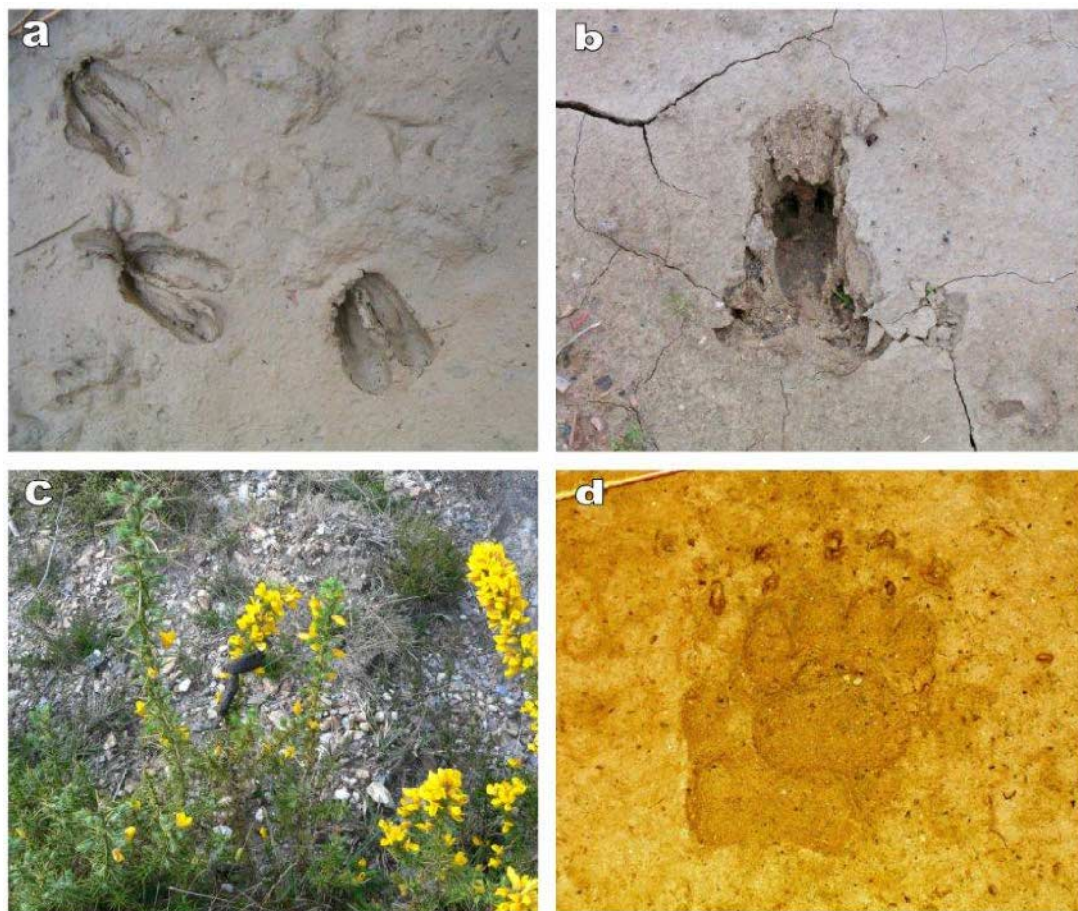


Fig. 19. Rastros de mamíferos: (a) huellas de corzo, (b) huella de jabalí, (c) excremento de zorro y (d) huellas de tejón. (Fotografías: a-b, d L. Lagos, c F. Bárcena)

En el caso de los ponis salvajes, se registraron todas las manadas localizadas durante las prospecciones de campo, contando el número de componentes y anotando la estructura por sexos y edades de cada una de ellas.

Para la evaluación del ganado se utilizaron los censos oficiales por municipios. El ganado bovino es el que dispone de censos más actualizados debido a las campañas anuales de saneamiento ganadero, estando disponibles en IGE (2003-2006). Para las demás especies, el último censo ganadero fue realizado por el Instituto Nacional de Estadística en 1999 (INE 2003). Sobre el ganado ovino y caprino la Consellería do Medio Rural nos facilitó datos de 2006 (F. López, *in litt.*). En el caso de las explotaciones de porcino existen datos municipales

posteriores para algunas provincias en el Anuario de Estadística Agraria (IGE 2003-2005) y en el de las granjas avícolas de SMC se recabó el censo directamente en las oficinas de Extensión Agraria de Verín. Estos datos se exponen en resultados con la intención de proporcionar una idea sobre la importancia de cada tipo de ganadería en los tres sectores. Los censos de diversas especies de ganado, como cerdos, aves y conejos, que no son accesibles al lobo como presa, aportan una idea sobre la disponibilidad potencial de carroña en cada sector.

4.2.4. Detección de rastros de lobo

Los principales rastros de lobo estudiados fueron excrementos, huellas y rascadas (Fig. 20) y, en menor medida, camas o pasos bajo alambradas

Las huellas de lobo son de gran tamaño y su forma suele ser alargada, mientras que las de perro son más redondeadas; su longitud suele superar en más de un 10% a la anchura. Los lobos marcan siempre las uñas y en sus huellas, las improntas de las almohadillas de los dedos delanteros están avanzadas con respecto a las de los traseros, de tal forma que, trazando una línea por la parte posterior de la impronta de los dedos delanteros suele coincidir con otra línea imaginaria que uniese la parte anterior de la impronta de los dedos traseros (Fig. 21). Todas las huellas de lobo localizadas se midieron con calibre. Se realizó una medición de la longitud y la anchura de cada huella según se indica en la figura 21. Las medidas de las huellas pueden variar en función del sustrato, por lo que resulta útil utilizar también el cociente: longitud partido por anchura. ($I = L_t/A_t$), que presenta menos variaciones. A pesar de que generalmente las huellas de los lobos son alargadas, detectamos varios individuos de en VDE con huellas redondeadas; observamos y fotografiamos a algunos de estos lobos. Ocasionalmente las huellas de algún lobo pueden presentar alguna característica singular, que permite su fácil identificación individual. El examen y medición de las huellas se utilizó para estimar el número de lobos.

Los excrementos de lobo (Fig. 20) se suelen distinguir fácilmente de los del resto de los cánidos presentes en el área de estudio: perro y zorro. Aspecto general, tamaño y composición: presencia de abundante pelo, fragmentos grandes de hueso y frecuentemente tierra, permiten su diferenciación. Los de perro generalmente son más pequeños y con una composición distinta, incluso cuando presentan mucho pelo y fragmentos grandes de hueso suelen contener trazas de pienso o restos de comida de procedencia antrópica como semillas, patata, pajas, etc. Los de zorro son mucho más pequeños y mayoritariamente presentan otros contenidos; incluso en aquellos casos en los que pudieran asemejarse a los de lobo por presentar un alto contenido en

pelo de presas potenciales de lobo, se pueden distinguir por contener pelos de micromamífero, trazas de artrópodos o semillas. F. Bárcena (com. pers.), que analizó los contenidos estomacales de más de 150 lobos de Galicia, encontró pelo de micromamífero y restos de escarabeidos en $<2\%$ de los casos y siempre en estómagos de juveniles; este investigador considera que el verano y el principio del otoño es la única época en la que es posible confundir un excremento de cachorro de lobo con uno de zorro. En cualquier caso, fueron desechados todos aquellos excrementos que pudieran haber ofrecido alguna duda en su identificación.



Fig. 20. Rastros de lobo: (a, c) excremento, (b) huellas y (d) rascadas. (Fotografías: F. Bárcena)

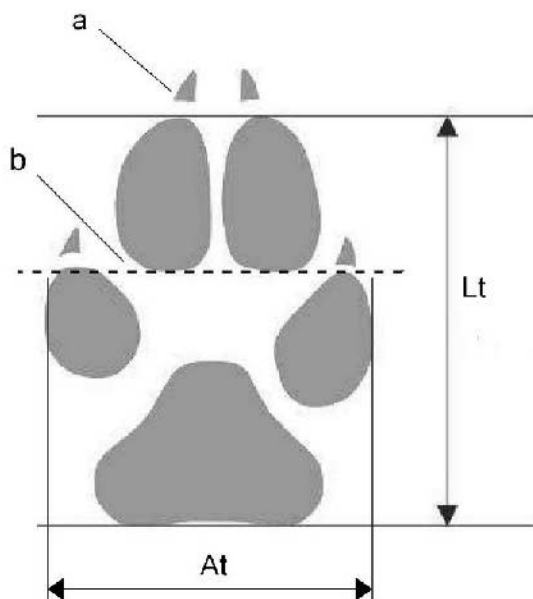


Fig. 21. Forma de medición de la longitud (Lt) y ancho total (At) de la huella, así como características de las huellas de lobo: gran tamaño, forma alargada, marcan las uñas (a), la línea imaginaria tangente a la parte posterior de la impronta de los dedos delanteros suele coincidir con la que une la parte anterior de la impronta de los dedos traseros (b).

4.2.5. Toma de muestras de excrementos de lobo e identificación de contenidos

Los excrementos localizados en las prospecciones de campo se posicionaron en coordenadas UTM mediante un punto marcado con GPS (“waypoint”, en adelante WP). Asimismo, a cada excremento detectado se le asignó un código alfanumérico compuesto por el acrónimo del sector, número de la prospección y número de WP. Cada excremento fue datado en función de la quincena en que se consideró que había sido depositado, utilizando como criterios: su olor, la presencia de mucosa exterior y el grado de integridad, siendo clasificados como muy frescos, frescos, medios, viejos o muy viejos (Tabla 12). Sabiendo que los excrementos presentan olor hasta que llevan un mes en el campo aproximadamente (Bárcena, *in prep.*) y como la mayoría de los recorridos se repitieron cada 2 meses resultó sencillo asignar los excrementos a una de las 4 quincenas anteriores al muestreo. Los excrementos viejos únicamente se tuvieron en cuenta en el caso de zonas prospectadas esporádicamente. La

durabilidad de los excrementos depende de los materiales que lo componen, del tipo de sustrato donde haya sido depositado y de la meteorología (F. Bárcena, *in prep.*), por lo que, si bien la mayor parte de los excrementos suelen permanecer algunos meses en el campo, otros, por el contrario, se mantienen sólo días. Con el objeto de evitar volver a coleccionar nuevas muestras sobre excrementos ya registrados en anteriores prospecciones, todos los excrementos detectados fueron señalados con alambres provistos de cubiertas plásticas de colores, correspondiendo cada color con un mes distinto del año. De cada excremento localizado se tomaron dos fotografías, al menos, una de ellas incluyendo el entorno.

Tabla 12. Datación de los excrementos.

Edad	Criterio	Datación
Muy fresco	Conserva la mucosa exterior	Pocas horas a 2 días
Fresco	Desprende olor	≤ 1 mes
Medio	No desprende olor pero conserva la forma	1-2 meses
Viejo	Parcialmente desintegrado, pelos y huesos	2-4 meses
Muy viejo	Escasos restos de pelo o huesos	>4 meses

Fueron examinados un total 2.740 excrementos: 293 en VDE, 1.063 en CDG y 1.384 en SMC. En el campo se realizó de visu una primera identificación del contenido de cada excremento para determinar la especie o especies consumidas. Por lo general, los excrementos contenían una única especie, aunque en ocasiones aparecían más. Esta primera identificación *in situ* permitió clasificar el contenido de 1.690 excrementos (62%), todos aquellos que contenían materiales de fácil identificación como: cerdas de jabalí o cerdo, lana de oveja, pelo del corzo donde no había ciervo y plumas de gallina. De los restantes 1.050 excrementos se coleccionaron muestras de pelo para su posterior identificación en el laboratorio. Estas muestras consistieron en mechones o pelos sueltos, si estos eran escasos en el excremento. También fueron coleccionadas 249 muestras de pezuñas y fragmentos de hueso, al objeto de determinar la edad de las presas consumidas.

A mayores de la muestra indicada, entre octubre de 2006 y octubre de 2008 fueron examinados 855 excrementos más en CDG, con el objeto de disponer de una serie de 6 años consecutivos y poder analizar la evolución del consumo de corzo, jabalí y carroña de granja en este sector. De estos últimos excrementos no se tomaron muestras de pelo, ya que el de estas especies resulta de fácil identificación.

Las muestras fueron enumeradas mediante un número correlativo para cada muestreo, precedido de P (pelo) o H (hueso) y completado con el código del excremento.

Asimismo fueron registrados los distintos materiales que componían cada uno de los excrementos examinados: pelo, fragmentos de hueso, cartílago, uñas, pezuñas, tierra, piedras, restos vegetales, así como diferentes tipos de materia indiferenciada procesada como calcárea, grasa, de sangre, etc. Para ello se abrió cada excremento con unas pinzas y se estimó visualmente el volumen que ocupaba cada uno de estos materiales, siendo registrados por orden de importancia, de tal forma que el que ocupaba un mayor volumen en el excremento se anotaba en primer lugar, el siguiente en segundo y así sucesivamente.

La toma de muestras de excrementos para el estudio de la dieta se llevó a cabo en 70 muestreos realizados entre marzo de 2003 y octubre de 2006, aunque comprendiendo distintos periodos en cada sector. En VDE y CDG las prospecciones para el seguimiento de los lobos se prolongaron por más tiempo, una vez completada la muestra para el estudio de la dieta.

4.2.6. Trampeo fotográfico de lobo

Esta técnica se empleó con el fin de evaluar la población de lobos, confirmar su reproducción y determinar qué otros carnívoros podrían alimentarse también de los cadáveres depredados por los lobos.

Se emplearon cámaras pasivas discretas provistas de flashes de infrarrojos y sensores de movimiento y temperatura. Fueron utilizados varios modelos: 4 cámaras Game-VU (en adelante GV) (Nature Vision, Inc.): 2 mod. XR y 2 normales con luz invisible; una cámara Leaf River Trail Scan Hunt 24-7 modelo IR-3BU (Vibrashine, Mississippi, USA); una cámara BuckEye (en adelante BE) (ATSI, Ohio, USA). Ocasionalmente fue también empleado un equipo Trail Master (Goodson & Associates, Inc., Kansas, USA), compuesto por una barrera de infrarrojos modelo TM1550, un multidisparador y dos cámaras Canon Sure Shot A1, modificadas por Trail Master, provistas de flash convencional.

Mayoritariamente las cámaras fueron utilizadas al paso, es decir sin cebo, aunque ocasionalmente también se instalaron monitorizando cadáveres. Situamos las cámaras en pistas forestales o senderos frecuentados por los lobos. Para prevenir robos, las cámaras eran instaladas al anochecer y levantadas cada mañana, salvo las que monitorizaban cadáveres

alejados de lugares transitados. Las cámaras instaladas al paso estaban programadas con un intervalo entre disparos de un minuto en las GV y un segundo en la BE, el mínimo respectivo para cada cámara. Como norma se instalaban camufladas en árboles del borde de pistas o senderos en posición perpendicular a los mismos (Fig. 22a). Las cámaras monitorizando cadáveres, en ausencia de soportes naturales, fueron instaladas sobre piquetas metálicas Fig. 22b).

Medimos el esfuerzo en cámaras noche, al igual que en otros trabajos de trampeo fotográfico (Karanth 1995, Silver *et al.* 2004). En las cámaras emplazadas monitorizando cadáveres, cuando se obtuvo una serie de fotografías en menos de una hora de un mismo individuo, se cuantificó como una única fotografía.



Fig. 22. Instalación de cámaras pasivas discretas: (a) BE al paso situada en un árbol controlando un sendero; (b) GV sobre piqueta enfocada hacia el cadáver de potro que yacía entre el matorral. (Fotografías: F. Bárcena).

4.2.7. Reconocimiento individual de los ponis

El estudio de la población de ponis salvajes se basó en el reconocimiento individual de cada uno de los ponis que componían las manadas objeto de estudio. Durante los primeros muestreos, invierno-verano de 2006, fueron fotografiados todos los componentes de las

manadas, anotándose los rasgos distintivos de cada uno de ellos y creándose fichas de identificación, al objeto de reconocerlos en los sucesivos muestreos. A cada yegua se le asignó un código alfanumérico que incluía una mayúscula indicando el monte al que pertenecía: (C) Campelo, (U) Uceira, (M) Monteagudo o (N) Androeira, así como un número correlativo para cada monte. Los machos se designaron con la mayúscula indicativa del monte seguido de un número de tres dígitos 100, 200 y 300. El código de los potros estaba formado por el de la madre, un punto y los dos últimos dígitos del año de nacimiento. Así, C42.06 es el potro nacido en 2006 de la yegua 42 del Campelo.

Para el reconocimiento de los ponis fueron consideradas diversas características morfológicas como tamaño, forma corporal, color del pelaje, manchas blancas en cara y patas, posición de la crin y posesión de marcas artificiales. El conocimiento de la manada a la que pertenecía cada poni facilitaba su reconocimiento. La mayor parte de estos caracteres han sido utilizados por otros autores que también realizaron identificaciones individuales de los caballos que componían las poblaciones objeto de estudio: Tyler (1972), Berger (1986), Garrott y Taylor (1990), Turner y Morrison (2001), Linklater *et al.* (2004), Goodloe *et al.* (2000), Swann y Osborn (2000), Lubow y Ransom (2009), Heitor y Vicente (2010), Scorolli y López Cazorla (2010).

La parte principal y característica del pelaje constituye la capa, que se extiende desde la región parotídea hasta las extremidades, acabando por encima de rodillas y corvejones, mientras que la cabeza, extremidades, crin y cola presentan diferencias de color con respecto a la capa (Labiano 1994). Los cabos, según Labiano (1994), son la parte de las extremidades desde las articulaciones hacia abajo y pueden presentar un color distinto al de la capa. Holderness-Roddam (2001) considera sin embargo que los cabos están constituidas por puntas de las orejas, crin, cola y extremidades desde rodillas y corvejones hacia abajo. Se ha seguido la nomenclatura de Holderness-Roddam (2001), con algunas modificaciones, para la denominación de los colores observados en los ponis estudiados, se exponen a continuación ordenados de más oscuro a más claro y se representan en la figura 23:

1. Negro: capa, crin, cola y cabos de color negro. El negro puede dar lugar a tonalidades parduscas a final del invierno.
2. Oscuro o castaño oscuro: capa de color castaño oscuro con crin, cola y cabos negros.
3. Castaño: capa de color castaño con crin, cola y cabos negros.
4. Castaño claro: capa castaña clara con crin, cola y cabos negros.
5. Tostado: capa marrón claro o rojiza como el alazán pero más oscuro tirando a café, crines y cola del mismo color o rubias color maíz y parte inferior de las extremidades del mismo color que el cuerpo.



Fig. 23. Colores que se han utilizado en la identificación de los ponis. (Fotografías: 1-9 F. Bárcena y 10 L. Lagos)

6. Alazán rojo: capa marrón claro o rojiza, crin, cola y cabos del mismo color.
7. Alazán rubio o alazán ruano: capa marrón claro o rojiza, crines y cola rubios del color del maíz o amarillo pajizo casi blanco, y parte inferior de las extremidades del mismo color que el cuerpo.
8. Isabela: capa amarilla, crin, cola y cabos negros.
9. Tordo: capa y cabos grises, las crines y cola pueden ser más claras o más oscuras que la capa; con frecuencia manchas circulares en la capa. Los ponis tordos se van aclarando con el paso de los años y en invierno son más claros que en verano.
10. Blanco: capa y cabos blancos.

En los potros se observaron los mismos colores que en los ponis adultos, además del color gris (Fig. 24). Se diferencian de los adultos en la coloración más clara de la capa y de los cabos. Los potros durante sus primeros meses de vida tienen una mayor proporción de pelos claros, lo que les aporta un color arena. Durante los primeros meses la parte inferior de las patas es siempre de este color arena, que en los potros castaños se va oscureciendo a lo largo de verano y el otoño (Fig. 24). Algunos potros nacen con una capa cuya coloración puede ir variando con el tiempo hasta superar los dos años de edad o, en el caso de los tordos, a lo largo de toda su vida (Labiano 1994).



Fig. 24. (1) Potro gris, color no observado en los ponis adultos. (2) Potro castaño con la parte inferior de las patas color arena; (3) mismo potro dos meses después, se aprecia el oscurecimiento de la capa, comienzan a apreciarse los cabos negros y a distinguirse el calzado. (Fotografías: F. Bárcena)

Las manchas faciales blancas son una de las características morfológicas que más facilitó la identificación de los ponis. Ha sido utilizada la nomenclatura de Holderness-Roddam (2001) con ligeras modificaciones (Fig. 25).



Careto ancho



Cordón



Cordón interrumpido



Lucero con cordón



Lucero con cordón



Lucero



Estrella



Cordón entre ollares



Sin marcas

Fig. 25. Marcas faciales que se han considerado en la identificación individual de los ponis.
(Fotografías: F. Bárcena)

En la porción distal de las extremidades puede haber manchas blancas que reciben el nombre de calzado (Fig. 26). Estas manchas pueden aparecer en una o en varias patas; para la identificación de los ponis se detalló las patas en las que el poni estaba calzado, por ejemplo “calzada en traseras”. Cuando se trata de una estrecha banda blanca situada encima de la pezuña y alrededor de la misma se denominan coronas.



Fig. 26. Marcas en las patas: calzado y coronas. (Fotografías: 1-2 F. Bárcena y 3 L. Lagos)

Otras características morfológicas consideradas fueron: posición de la crin, que suele ser invariable; presencia de algún defecto físico o de marcas artificiales (Fig. 27). De éstas últimas, las más frecuentemente observadas fueron las incisiones o mutilaciones en las orejas, sistema tradicional de marcar los ponis en Galicia (Iglesia 1973, 1974a) (Fig. 27).



Fig. 27. Distintos tipos de marcas artificiales observadas en los ponis estudiados con la nomenclatura aportada por Iglesia (1973, 1974). (Fotografías: F. Bárcena)

4.2.8. Seguimiento de las manadas de ponis

En todos los muestreos específicos para el seguimiento de los ponis, se trató de localizar a la totalidad de los componentes de las manadas, al objeto de realizar el seguimiento de su estado físico, de gravidez o de lactancia en el caso de las yeguas, de la integridad de los potros y de la estructura social de las manadas. El trabajo de campo fue llevado a cabo entre enero de 2006 y diciembre de 2008 (Anexo II). En total se realizaron 68 muestreos específicos, en los

que se recorrieron 2.237 km, y que comprendieron 119 jornadas de trabajo, empleando un total de 739 horas de observación (Tabla 13, Anexo II).

Tabla 13. Esfuerzo de muestreo detallado por cada uno de los montes: periodo de trabajo de campo, número de muestreos realizados, número de jornadas dedicadas, horas de observación, km recorridos y porcentaje medio de ponis localizados por muestreo.

Monte	Periodo	N.º	Jornadas	Horas	km	Media de ponis Localizados/muestreo
Campelo y Monteagudo	feb06-dic08	67	99	543	1.739	93%
Uceira	ene06-oct08	48	50	152	413	99%
Androeira	jul07-nov08	24	25	44	85	92%
Total	ene06-dic08	68	119	739	2.237	

Generalmente los muestreos fueron realizados con periodicidad quincenal entre abril y diciembre y mensual el resto del año. En Androeira el trabajo se inició a principios de julio de 2007 (Tabla 14), cuando ya habían nacido todos los potros de ese año. En los montes donde los potros fueron retirados en otoño (Uceira y Androeira), los muestreos quincenales finalizaron en esa época. En la tabla 14 se expone en detalle la periodicidad de los muestreos en cada época del año y monte.

Tabla 14. Periodicidad de los muestreos de seguimiento de ponis: intervalo medio de días entre muestreos en cada uno de los montes donde estudiamos los ponis para cada periodo del año. SD: desviación estándar, n: número de intervalos entre los muestreos del periodo.

Año	CPL		UZ		AND	
	Periodo	Intervalo entre muestreos (días)	Periodo	Intervalo entre muestreos (días)	Periodo	Intervalo entre muestreos (días)
2006	Ene-mar	74 (n = 1)	Ene-mar, dic	27 (SD = 30, n = 2)		
	Abr-dic	13 (SD = 4, n = 15)	Abr-Nov	21 (SD = 22, n = 12)		
2007	Ene-mar	23 (SD = 11, n = 5)	Ene-mar, dic	70 (n = 1)		
	Abr-dic	11 (SD = 6, n = 21)	Abr-nov	17 (SD = 9, n = 14)	Jul-oct	14 (SD = 5, n = 6)
2008	Ene-mar	25 (SD = 7, n = 4)	Ene-mar	69 (SD = 11, n = 2)	Ene-mar	52 (SD = 28, n = 2)
	Abr-Nov	13 (SD = 4, n = 16)	Abr-Nov	14 (SD = 4, n = 14)	Abr-nov	14 (SD = 4, n = 12)
TOTAL		15 (SD = 10, n = 62)		21 (SD = 19, n = 45)		20 (SD = 17, n = 20)

En cada muestreo tratamos de observar a todos los ponis. La posición de cada grupo localizado era marcada con GPS, registrándose cada uno de los individuos presentes. Se consideró un grupo como el conjunto de uno o más individuos cohesionados espacialmente, con sus miembros situados con proximidad entre ellos y separados a mayores distancias de los miembros de otros grupos (Sundaresan *et al.* 2007). Antes de la época de partos se registraba la forma física de las yeguas y su estado de preñez. Durante la paridera se describían los nuevos potros, se determinaba su sexo y se fotografiaban. En el caso de detectar potros heridos, se fotografiaban, se describían las heridas y se realizaba un seguimiento particular en los siguientes muestreos. Todas estas operaciones de observación eran realizadas con la ayuda de prismáticos (Leica 10x42 BN y Minolta Classic III 10x50) y, en ocasiones, de un telescopio terrestre (Leica Apo-Televid 77 20x-60x). La fotografía fue realizada empleando distintos modelos de cámaras reflex Canon (20D, 30D, 40D), principalmente provistas con el teleobjetivo Canon EF 70-200mm 1:2.8 L IS USM y multiplicador Canon EF 2x II. A lo largo del trabajo fueron utilizados también diversos modelos y marcas de cámaras digitales compactas.

Debido a lo accidentado del terreno, a la abundancia de vegetación y a la meteorología, en ocasiones no era posible localizar a todos los ponis. Los ponis no localizados en un muestreo solían ser observados al siguiente. El porcentaje de ponis localizados en cada muestreo se detalla en la tabla 15 y el Anexo II. El porcentaje de ponis localizados en cada muestreo varió a lo largo del año (Anexo II), aunque durante los primeros meses de vida de los potros (abril-septiembre) generalmente superó ampliamente el 90%.

Tabla 15. Porcentaje medio de ponis y de potros localizados en los muestreos.

Monte	Ponis				Potros			
	Media%	SD	Rango	n	Media%	SD	Rango	n
Campelo y Monteagudo	93	6	72-100	59	93	10	72-100	59
Uceira	99	3	86-100	46	100	0		40
Androeira	92	13	45-100	24	94	10	75-100	20

4.2.9. Datación de los eventos: nacimiento, muerte y heridas de los potros

Con el objeto de poder analizar diversos aspectos de la ecología reproductora de los ponis, de su dinámica de población y de la actividad depredatoria de los lobos, fue necesario

determinar la fecha de tres sucesos relativos a los potros: nacimiento, muerte y heridas, éstas últimas si llegasen a producirse. En el caso de las heridas, un mismo potro podía sufrir más de un episodio. Debido a que el seguimiento de las manadas de ponis no era continuo sino periódico, cuando no conocíamos la fecha exacta de alguno de estos sucesos, ésta fue inferida a partir de nuestras observaciones. Con carácter general se consideró como fecha del suceso el día medio del intervalo existente entre la fecha de observación previa al evento y la fecha en la que se apreció que el suceso había tenido lugar, aunque teniendo en cuenta las circunstancias que lo rodeaban, como: aspecto del potro, aspecto y comportamiento de la yegua, aspecto del cadáver, grado de cicatrización de las heridas, etc.

El seguimiento realizado sobre el estado de preñez y físico de las yeguas permitió detectar 10 casos de potros que nacieron y faltaron antes de que llegáramos a verlos. Estos casos fueron considerados abortos, o mortalidad neonatal. Asimismo se consideraron abortos los potros que murieron en el parto o instantes después (2). Por tanto se registraron 12 abortos en los cuatro montes estudiados (3.2.2.).

Cuando se observó a una yegua sin su potro, se consideró que éste había muerto. La localización del cadáver o de sus restos frescos permitió precisar la fecha de la muerte, así como el estado de las ubres de la yegua y su comportamiento. Se dedicó un gran esfuerzo a localizar los cadáveres de los potros desaparecidos mediante rastreos en el área de campeo de las yeguas que hubieran perdido su potro. En ocasiones fueron localizados gracias a la información aportada por los lugareños y, a partir de 2007, por el uso de radiotransmisores equipados con sensores de mortalidad (ap. 4.2.10.).

4.2.10. Radioseguimiento de los potros

Durante los años 2007 (15) y 2008 (12), marcamos 27 potros con radiotransmisores provistos de sensores de mortalidad (Fig. 28) con el objeto de: a) facilitar la localización de los ponis en el campo, b) conocer lo antes posible el momento de la muerte, c) localizar los cadáveres para determinar las causas de la muerte.

Un equipo de radiotelemetría está compuesto por un transmisor, una antena y un receptor, que recoge la señal radio *very high frequency* (VHF) emitida por el transmisor y la hace audible (Rodgers 2001). El transmisor, a su vez, incluye una batería, una antena y un sistema de sujeción al animal en cuestión. Para seleccionar el equipo tuvimos en cuenta las características

anatómicas de los ponis, el alcance de la señal, la duración de la batería, el tipo de activación de la señal de mortalidad y la posibilidad de reutilización de los transmisores.



Fig. 28. Transmisor sobre crotal modelo M3436 instalado en el interior de la oreja de un potro. Se observa el crotal (amarillo), el transmisor y la antena. (Fotografía: F. Bárcena)

Equipamos a los potros con radiotransmisores VHF sobre crotal para oreja, modelo M3430 de ATS (Advanced Telemetry Systems, Isanti MN, USA). Este modelo emite a 50 pulsos por minuto (ppm) y lleva incorporado un interruptor que activa la señal de mortalidad, pasando a emitir a 100 ppm si permanece inmóvil 2 horas. Los transmisores se alimentan con una batería de litio para 490 días de duración, están provistos de una antena flexible de 226 mm de longitud y van pegados con resina sobre crotales de plástico. El conjunto pesa 23 g. El tipo de sensor de mortalidad empleado permite que el transmisor vuelva a emitir con señal normal si deja de estar inmóvil. Mientras no son utilizados, los transmisores llevan un imán adherido que los inmoviliza, evitando que emitan en tanto no sea retirado (Kenward 1987, Resources Inventory Committee 1998). Este sistema permitió reutilizar fácilmente los transmisores mientras conservaron energía.

Durante 2007 y 2008 fueron empleados un total de 14 transmisores con los que se marcaron 27 potros (Tabla 16) en los montes Campelo (24) y Androeira (3). Los transmisores que se recuperaron íntegros fueron reutilizados para marcar nuevos potros.

Tabla 16. Fechas de captura y marcaje de los potros.

Año	Fechas captura y marcaje	Monte	Potros
2007	10/06/2007	Campelo	7
	01/07/2007	Campelo	2
	05/07/2007	Campelo	5
	08/07/2007	Campelo	1
2008	09/08/2008	Campelo	9
	20/09/2008	Androeira	1
	17/10/2008	Androcira	2

La captura de los potros para la instalación de los transmisores se realizó mediante una operación que en Galicia recibe el nombre de “curro” y que consiste en rodear a los ponis salvajes en el monte y obligarlos a entrar en una manga de captura que finaliza en un cercado, llamado asimismo “curro”. La operación era realizada por unos cuantos jinetes a caballo, que eran los que trataban de dirigir a las manadas hacia la manga, mientras que otras personas a pie, entre las que nos encontrábamos, cubrían los posibles puntos de escape. La operación solía durar más de 5 horas y generalmente no se solían capturar a todas las manadas. Una vez en el recinto, se les obligaba a pasar por la manga de manejo, donde cada potro era inmovilizado por dos personas, mientras que uno de nosotros les colocaba el crotal con el transmisor en la oreja (Fig. 28) y la desinfectaba. Era una tarea complicada debido al carácter de los ponis. Se aprovechaba la operación para intentar tomar la altura a la cruz a algunos individuos y algunos ponis adultos fueron desparasitados con pasta oral Crinar® (Fatro Uriach).

Se procuró marcar los potros a principios del verano, que es cuando se incrementan los ataques de los lobos pero no siempre fue posible (Tabla 16). Se marcaron potros con edades comprendidas entre los 13 y 185 días, siendo el 75% menores de 3 meses. El primer año (2007) instalamos la mayor parte de los transmisores (13/15) en el exterior de la oreja, lo que dio lugar a problemas de desprendimientos (Lagos y Bárcena 2011, Kluever *et al.* 2012): el 53% se desprendió junto con el crotal. El segundo año instalamos los transmisores en el interior de la oreja (11/12) y centrados, disminuyendo la tasa de desprendimientos al 33%.

Se utilizaron dos receptores FM100 de ATS, uno como equipo móvil y otro fijo, provistos de sus correspondientes antenas. El móvil disponía de una antena direccional en H y otra dipolar provista de imán para el techo del vehículo (SN150 de Cushcraft). El fijo disponía en una antena dipolar (CRS-150 de Cushcraft) instalada sobre pértiga y dotada de toma a tierra. El extremo superior de esta antena fija estaba situado a unos 6 m del suelo en una zona con buena cobertura sobre los montes Campelo y Androeira, captándose la señal de radio de los transmisores desde 3 km de distancia. El equipo fijo fue emplazado en la aldea de Vilamor próxima al Campelo (Fig. 29), donde contábamos con nuestro colaborador Luis García. La frecuencia de las antenas era de 150 MHz.



Fig. 29. Detalle del área de estudio donde se realizó el radioseguimiento de los potros: montes Campelo y Androeira. Se representa la situación de la instalación fija en Vilamor.

El trabajo de radioseguimiento de los potros fue realizado durante un periodo de 17 meses (junio de 2007 a noviembre de 2008). La señal de radio de los transmisores era revisada desde la estación fija al menos una vez al día por la mañana (8:30-9:00) y frecuentemente también al medio día, para detectar eventos de mortalidad. Los transmisores eran localizados

por el método de acercamiento o *homing* (Mech y Barber-Meyer 2002). En ocasiones, la señal de mortalidad era originada por el desprendimiento de un transmisor y no por la muerte de un potro. La revisión diaria de la señal de radio permitió conocer la fecha exacta de la muerte, siempre que el transmisor se encontrara dentro de la zona de cobertura de la antena fija.

4.2.11. Inspección de cadáveres de presas potenciales de lobo

Cuando localizábamos un cadáver, o sus restos, de una presa potencial de lobo, mayoritariamente potros, lo examinábamos junto con el terreno circundante, para determinar la causa de la muerte. Examinamos 33 cadáveres de potros localizados como consecuencia de avisos de lugareños, radioseguimiento de los potros y a causa de nuestros rastreos (Tabla 17). Según el patrón de ataque de los lobos descrito en trabajos previos (Buskirk y Gipson 1978, Peterson y Ciucci 2003, Stahler *et al.* 2006) y nuestra propia experiencia (Bárcena y Lagos, *in prep.*), considerábamos que el animal había sido depredado si, además de localizar rastros frescos de lobo (huellas, excrementos, rascadas, pelos, camas, etc.) en el entorno, observábamos algunos de los siguientes indicios: sangre, marcas de colmillos en la garganta, heridas en la parte alta de las patas y flancos, y rastros de persecución y lucha, como vegetación rota o aplastada. Además, en el caso de depredación, los lobos consumen en primer lugar las vísceras y las zonas más musculadas. Cuando se trata de presas jóvenes también consumen todo el tracto intestinal, el cerebro y la zona del hocico, rompiendo con los dientes la base del cráneo y los nasales. Además los lobos suelen desollar sus presas, abandonando en un primer momento las zonas más pilosas, como piel, crinera y cola. En ocasiones los lobos también devoran cadáveres de animales que encuentran muertos, pero en ese caso, dependiendo del tiempo que lleven muertos, comienzan a consumirlos por las zonas más musculosas. Considerábamos que un cadáver había sido devorado por lobos cuando observábamos algunos de los siguientes indicios: desmembración del cuerpo, fraccionamiento y consumo de huesos largos, y señales de arrastres del cuerpo entero o de sus partes.

Tabla 17. Cadáveres de potro inspeccionados cada año, con detalle de las causas de localización.

Cadáveres localizados	2006	2007	2008	Total
Información lugareños	6	4	5	15
Rastreo	1	3	7	11
Radioseguimiento		6	1	7
Total	7	13	13	33

4.2.12. Descripción y seguimiento de potros heridos

Los episodios de depredación de los lobos sobre los potros no siempre concluyen en muerte sino que, en ocasiones, sobreviven al ataque pero con heridas de diferente consideración (Fig. 30).

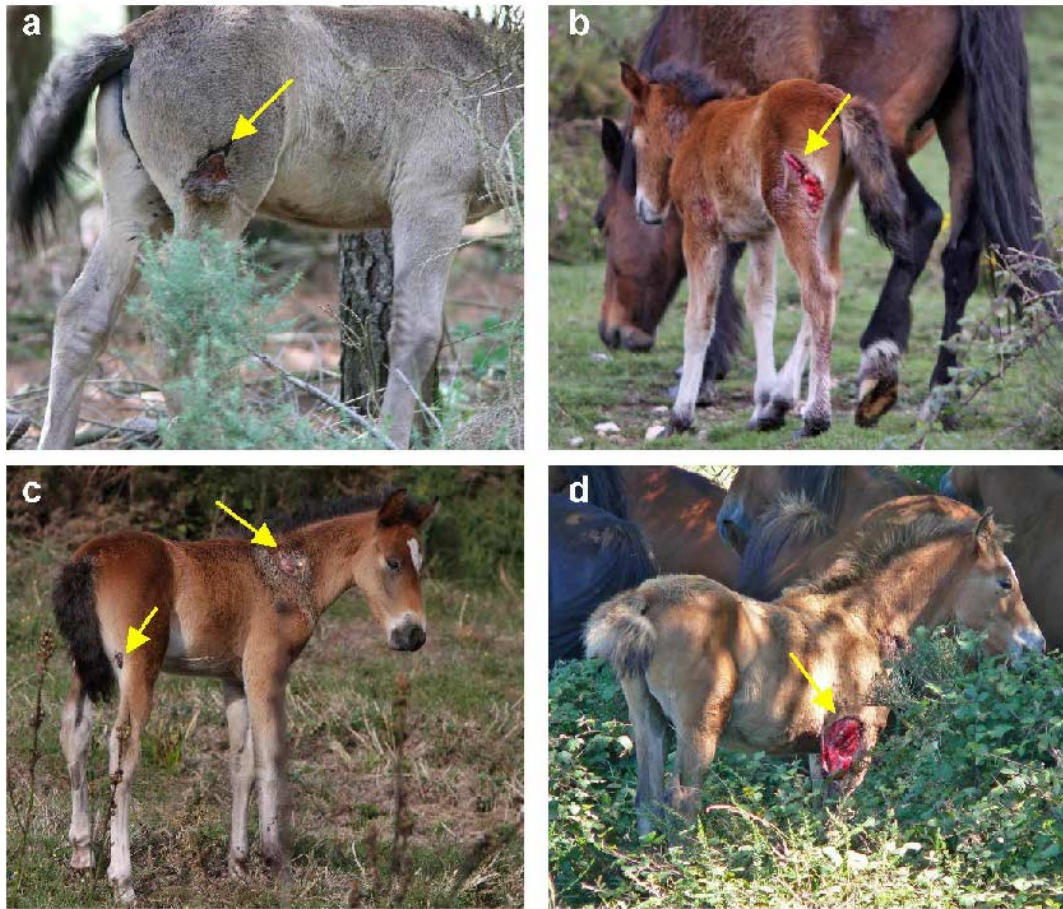


Fig. 30. Diferentes tipos de heridas producidas por los lobos a los potros. (Fotografías: a-c F. Bárcena y d L. Lagos)

Generalmente las heridas consistieron en rasguños y desgarros de piel y músculo, en ocasiones produciendo hinchazón de las zonas afectadas y supuración. No se incluyeron en la

memoria los ataques con resultado de heridas a los terneros, a causa de lo exiguo de la muestra. Siempre que se localizó un potro herido, se describieron y se fotografiaron las heridas. En los muestreos posteriores se realizó un seguimiento, tomando nuevas fotografías y describiendo la evolución tanto de las heridas como del potro.

Por cada potro herido se cubrió una ficha recogiendo: número de heridas sufridas, localización de cada herida sobre un croquis (Fig. 31), flanco afectado, características de las heridas y estado, la primera vez que se observó y en los siguientes muestreos. Las fichas de descripción de las heridas cubiertas en el campo se completaron con el posterior examen de las fotografías. Para definir la localización de las heridas se consideraron las siguientes zonas del cuerpo: cabeza, cuello, pecho, antebrazo, patas anteriores, lomo, costados, región inguinal y vientre, grupa, cuartos traseros y patas posteriores (Fig. 31.).

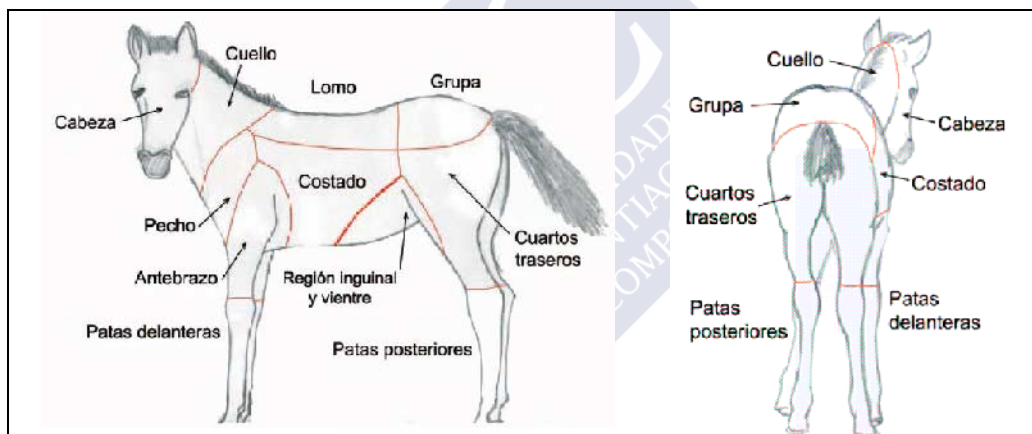


Fig. 31. Zonas en las que se dividió el cuerpo de los potros para describir las heridas producidas por los ataques de lobo.

4.2.13. Revisión de explotaciones de ganado vacuno semiextensivo

El trabajo de campo sobre las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo consistió en 1) Plantear una encuesta a los ganaderos de cada explotación (Anexo III); 2) Revisar cada explotación y su ganado; 3) Revisar, posicionar y describir cada una de las parcelas que constituían la explotación, así como su entorno; 4) Consultar los libros oficiales de registro; 5) Revisar los registros de daños de lobo.

Entre mayo de 2007 y abril de 2008 se visitaron la mayoría de las 33 explotaciones estudiadas. En mayo de 2010 se completaron datos en 5 de ellas (1, 19, 20, 21 y 22; Tabla 9; ap. 4.1.3.), consultando los correspondientes registros de las explotaciones y ampliándose la muestra con 5 más (29-33; Tabla 9). En total fueron dedicadas 19 jornadas de trabajo de campo para realizar esta labor. Además de estas jornadas de dedicación específica, numerosas explotaciones (13) eran supervisadas sistemáticamente, cuando los itinerarios de las prospecciones de lobo transcurrían por sus inmediaciones (Fig. 32), siendo registrada la composición de los rebaños por rangos de edad y sexo. Dichas prospecciones también permitieron evaluar la actividad de los lobos en torno a estas explotaciones.

La encuesta a los ganaderos (Anexo III) además de recabar los datos generales de la explotación, requirió información sobre: características del ganado, manejo, depredación y características de la explotación.

Se recorrieron todas las parcelas de cada explotación, al objeto de conocer su delimitación, obtener sus superficies y representarlas sobre ortofotografías. Se prepararon ortofotografías de la zona donde se situaba cada explotación, obtenidas mediante la aplicación web Visor SigPac (<http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>) o su versión gallega Visor SixPac (<http://emediorural.xunta.es/visor5/>). Se delimitaron las parcelas con ayuda de un receptor GPS dibujándolas sobre las ortofotografías. Con posterioridad a las visitas, se perfeccionó la planimetría trabajando con AutoCAD 2002 (Autodesk, Inc. 2001) y se completaron los cuestionario con los datos adquiridos directamente en el campo, como las coordenadas UTM del “núcleo de la explotación”, que es como denominamos al lugar donde se sitúan las instalaciones de la explotación (nave, vivienda, etc.), o la superficie de las parcelas.

Los movimientos de animales en la explotación: nacimientos, muertes, entradas y salidas, y sus fechas son anotados en el Libro de Registro de la Explotación (regulado según Reglamento CE 820/97). En las 5 explotaciones recogidas en la tabla 18, entre las que se encontraban las de mayor censo ganadero, nos permitieron consultar sus libros. Tres explotaciones: Pedrido, Travesa y Casanova (Tabla 9), pertenecían a un mismo propietario y poseían un Libro de la Explotación común, así que para el estudio de la ecología reproductora fueron tratadas como una única explotación, denominada Varela. Tomamos nota de las fechas de nacimiento y del sexo de los terneros nacidos cada año, con el objeto de obtener tasas de producción, sex ratio y fenología de los partos, así como, cuando fue posible, del número de vacas presentes en cada explotación cada año (Tabla 18).

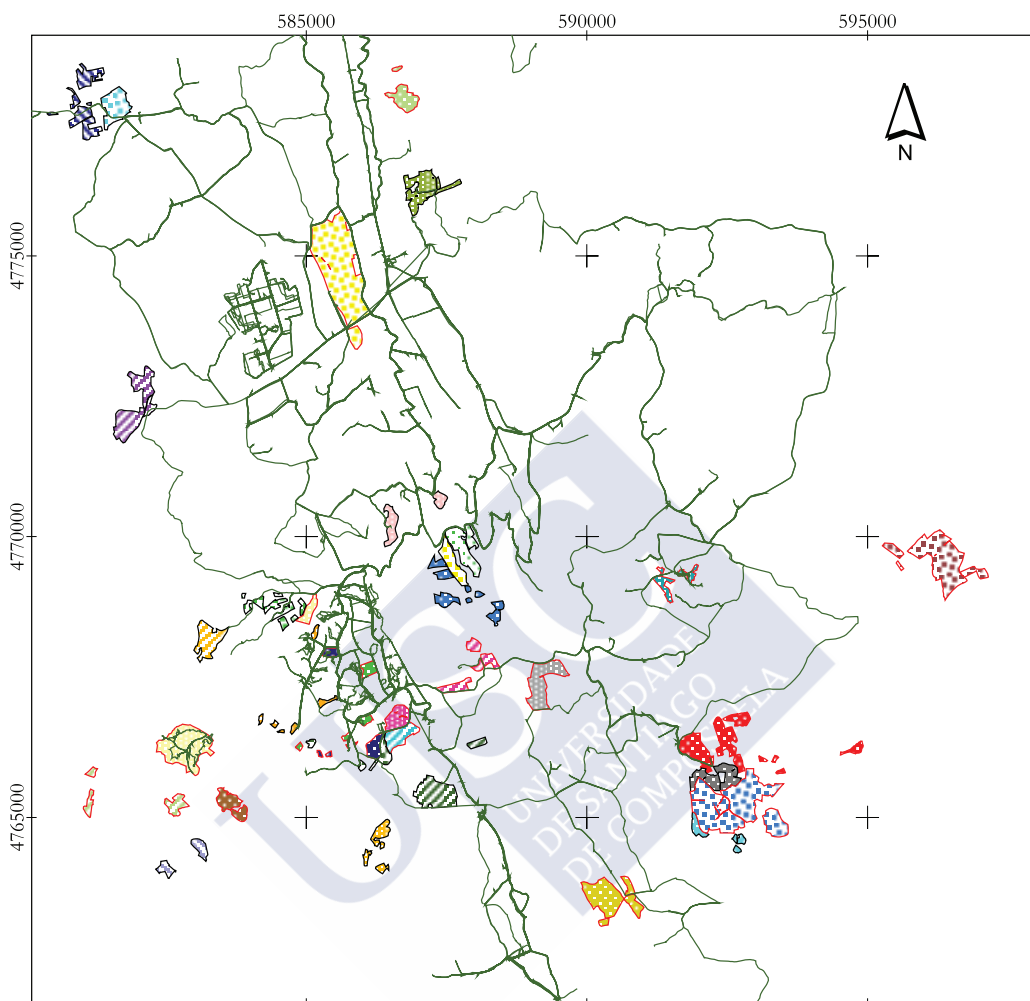


Fig. 32. Explotaciones de ganado vacuno semiextensivo y recorridos realizados en las prospecciones de lobo (en verde, de grosor proporcional a la frecuencia de las prospecciones). Se observa que las prospecciones de lobo transcurrían por las inmediaciones de muchas de las explotaciones estudiadas. Se indican delimitadas en color rojo las explotaciones que sufrieron daños de lobo.

De las 33 explotaciones estudiadas, 16 registraron daños por ataques de lobo (ap. 4.1.3. Tabla 9; Fig. 12 y 32). En 10 de éstas últimas (Tabla 27) se guardaban registro de la mayoría de bajas por ataques de lobo (Fig. 33) y nos facilitaron fecha, sexo y edad de los terneros muertos, e incluso fotografías, en las 6 restantes no nos proporcionaron una información tan precisa. En contados casos (3) los ganaderos nos avisaron en el momento de producirse los ataques y

podimos estudiarlos en el campo. Consideramos sucesos de depredación en el caso de figurar en un registro de daños, existir parte de denuncia o haberlo comprobado personalmente.

Tabla 18. Explotaciones cuyos datos fueron empleados para el estudio de la ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo; n es el número de terneros utilizados como muestra.

Explotación	Municipio	Toros	Raza toro	Vacas	Raza vacas	Periodo	n
Vilamor (1)	Sobrado	1	Limusina	12-23	Rubia x	2003-8	96
Guntín (19)	Friol	2	Rubia	105-110	Rubia	2003-8	457
Varela ^a (20-22)	Friol	6	Rubia x	370	Rubia x	2003-8 ^a	849
Montouto I (26)	Curtis	1	Cachena	28	Cachena	2003-8	143
Mato. Sastra (28)	Sobrado	1	Rubia	8	Rubia x	2003-8	32
Muestra total							1.577

^aNo se dispuso de los datos de 2004.

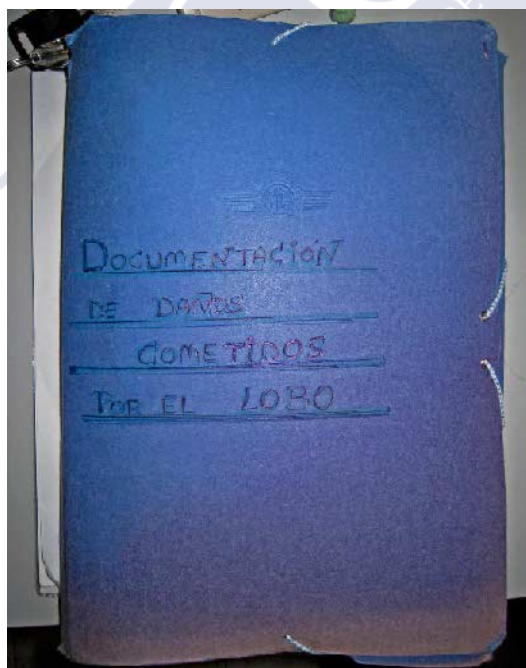


Fig. 33. Carpeta de las explotaciones de Varela, conteniendo la documentación por daños de lobo denunciados a la Xunta de Galicia. (Fotografía: F.Bárcena)

4.3. Trabajo de laboratorio. Procesado e identificación de muestras de excrementos de lobo

4.3.1. Lavado, secado y conservación de las muestras

La descripción de la dieta del lobo se realizó mediante el análisis de excrementos, identificándose las especies consumidas a partir de los pelos contenidos en los mismos y, en ocasiones, a partir de otros elementos, como plumas, huesos y pezuñas, asimismo presentes en las heces. Se identificaron las especies consumidas mediante el examen previo de los excrementos en el campo y el análisis en el laboratorio de las muestras colectadas (ap. 4.2.5.).

En el laboratorio fueron procesadas un total de 1.299 muestras: 1.050 de pelo y 249 de huesos y pezuñas, correspondientes a un total de 1.162 excrementos.

Para su análisis, los pelos deben estar limpios y sin grasa, por lo que previamente se llevó a cabo el siguiente proceso: 1) Se introdujo cada muestra en una placa de Petri con agua caliente y 1-2 gotas de detergente desengrasante (Fig. 34) durante no menos de media hora, con el objeto de separar los pelos de otras partículas indeseadas del excremento. 2) Con ayuda de un par de pinzas se agitaba la muestra, se terminaban de separar los pelos de estas partículas y se cambiaban a otra placa con agua y detergente limpios donde se repetía la operación. 3) Se pasaba la muestra a una nueva placa con agua limpia para el aclarado y cuando era necesario este proceso se repetía pasando de nuevo la muestra a otra placa con agua limpia. 4) Posteriormente cada muestra de pelo era depositada sobre papel de filtro, donde se dejaba secar cubierta por su correspondiente placa de Petri (Fig. 34). 5) Con el objeto de facilitar su conservación y posterior extracción, cada muestra de pelo era colocada sobre un rectángulo de papel plegado y éste, a su vez, introducido en bolsitas de papel de 7,7 x 5,0 cm; cada bolsa era rotulada con el número de excremento y el número de muestra (ap. 4.2.5.).

Si la muestra contenía huesos o pezuñas, se lavaba de una manera similar, aunque en ocasiones se frotaban con cepillo o se aclaraban depositándolos en un colador bajo el grifo. Los huesos también se dejaban secar sobre papel de filtro. Las muestras de huesos y pezuñas eran conservadas asimismo en bolsas de papel rotuladas.

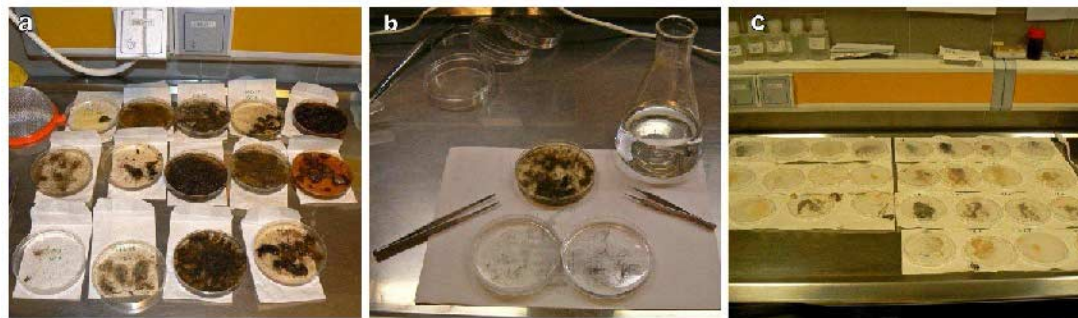


Fig. 34. (a, b) Proceso de lavado de las muestras de pelo. (c) Secado sobre papel de filtro. (Fotografías: L. Lagos)

4.3.2. Estructura de los pelos y características para la identificación de la especie

Los pelos son fibras compuestas de queratina que se forman en los folículos de la epidermis de los mamíferos (Deedrick y Koch 2004). Los pelos poseen tres regiones anatómicas o capas concéntricas de células, que de fuera hacia adentro son: la cutícula, el cortex o corteza y la médula (Teerink 1991, Petraco y Kubic 2003). Se puede consultar una completa descripción de las características de cada una de estas capas en Teerink (1991), que se ha resumido como sigue:

- a) La cutícula es la capa más externa del pelo y está constituida por escamas transparentes de queratina superpuestas, cuyo patrón es característico de cada familia o especie, por lo que resulta muy útil para identificación.
- b) La corteza o cortex constituye la capa principal del pelo, está compuesta por células longitudinales cornificadas y encogidas que aparecen al microscopio como una capa de hilos sin detalle, e incluye unos pigmentos responsables junto con los de la médula de proporcionarle color al pelo. Salvo por su grosor, el cortex posee escaso valor identificativo.
- c) La médula es la capa central, formada por células muertas compactadas y comprimidas entre espacios intercelulares llenos de aire. Estas células, a diferencia de las del cortex, resultan visibles al microscopio salvo cuando el cortex está muy pigmentado. La configuración medular de los pelos cobertores es una de las características más útiles para la identificación de especies, pero la médula no está presente en todos los pelos y además puede resultar dañada en los procesos digestivos.

El pelaje de los mamíferos está formado por varios tipos de pelos (Beaumont y Cassier 1987): 1) Cobertores, pelos largos y fuertes, provistos de médula, que constituyen la capa exterior del pelaje. 2) Borra, constituida por pelos finos y flexibles, que carecen de médula y generalmente son de apariencia ondulada. 3) Vibrisas, que son pelos con función táctil, cuyo folículo piloso es rico en terminaciones nerviosas.

Las vibrisas tienen una estructura similar en todas las especies, por lo que su valor identificativo es limitado (Teerink 1991). Algunas especies pueden presentar otros tipos de pelo parecidos a los cobertores, como cerdas, crines o púas (Teerink 1991, Deedrick y Koch 2004). Teerink (1991) clasifica a su vez los pelos cobertores en varios tipos en transición hacia la borra: GH0, que son escasos, largos, tiesos y de punta afilada; GH1 son también rectos pero más gruesos y abundantes que los anteriores; GH2 son pelos con la base recta pero que hacia la punta forman una curva.

Según la terminología seguida por Teerink (1991), se denomina eje (*shaft*) a la zona más próxima a la raíz y escudo (*shield*) al engrosamiento de la parte distal de los pelos cobertores. En el presente trabajo se denomina “zona proximal” a la mitad del pelo más próxima a la raíz y “zona distal” a la más próxima a la punta, la cual incluye el escudo (Fig. 35). Esta división del pelo en zonas es útil, puesto que las características de las escamas de la cutícula varían de una zona del pelo a otra.

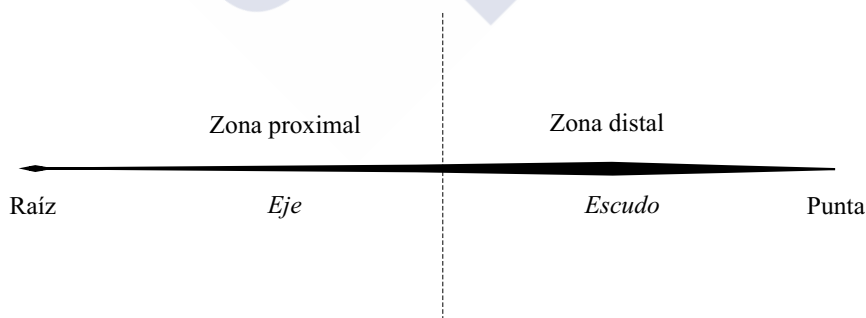


Fig. 35. Diferentes zonas de un pelo. En cursiva figura la nomenclatura utilizada por Teerink (1991).

La identificación de los pelos se ha realizado en tres pasos:

1. Examen de visu en el campo (ap. 4.2.5.): permitió la identificación de la especie consumida en un 62% de los excrementos localizados ($n = 2.740$).
2. Examen en el laboratorio de las características macroscópicas de los pelos colectados: permitió identificar la especie consumida en otro 21% de los excrementos (55% de la muestra colectada).
3. Análisis mediante microscopía óptica: fue empleada para lograr la identificación del pelo contenido en el resto de los excrementos (17%).

Las características de los pelos obtenidas mediante el examen microscópico, generalmente eran empleaban en combinación con las características adquiridas del análisis macroscópico, para conseguir la definitiva identificación de los pelos.

4.3.3. Colección de referencia

El estudio de los pelos, además de ser de utilidad en el campo de la ecología, resulta de especial interés en el ámbito de las ciencias forenses (Petraco 1987, Deedrick 2000, Petraco y Kubic 2003) y en la manufactura de ropas y cepillos (Wildman 1954). En el caso de los mamíferos europeos, existen diversos atlas y claves publicados para la identificación de sus pelos (Faliu *et al.* 1980, Debrot *et al.* 1982, Teerink 1991, De Marinis y Asprea 2006). El de Teerink es el más utilizado y el de De Marinis y Asprea es el único en tratar los ungulados domésticos. En el campo de las ciencias forenses y la criminología, Petraco y Kubic (2003) dedican un capítulo a la identificación de pelos, tratando ampliamente los de las especies domésticas.

Con el objeto de facilitar la identificación de los pelos, se recopiló una colección de referencia con muestras de pelos de las principales especies que pueden ser consumidas por lobo en Galicia: perro, tejón, jabalí, cerdo, corzo, ciervo, cabra, oveja, vaca, poni, burro *Equus asinus*, conejo y liebre. Esta colección incluyó muestras de pelo de distintas zonas del cuerpo de cada una de las especies citadas. Se realizó una caracterización macroscópica y microscópica de cada muestra. Se incluyeron fotografías al microscópico óptico de cutícula y médula de diversos tipos de pelo de cada especie y, en algunos casos, fotografías al microscópico electrónico de barrido (SEM) de la cutícula y de la sección longitudinal (ap. 4.3.5.), con el fin de determinar los rasgos diagnósticos de los pelos de las distintas especies. Por lo tanto, además de la colección de referencia de muestras de pelo, se elaboró un pequeño atlas propio (Anexo VI), que incluyó las características de los pelos de las especies consideradas. Los pelos de aquellas especies recogidas

en claves publicadas, como tejón, ciervo, corzo, jabalí, liebre, conejo, se describieron principalmente según las características recogidas en la literatura (Faliu *et al.* 1980, Debrot *et al.* 1982, Teerink 1991), aunque completadas con mediciones del diámetro del pelo, fotografías de nuestras preparaciones microscópicas y criterios de diferenciación propios.

Los pelos de algunas especies, como perro, vaca o poni, resultaban difíciles de diferenciar entre sí, especialmente al iniciar el trabajo, debido a que no existían claves que trataran estas especies. La caracterización macroscópica de los pelos de estas especies se realizó a partir de una muestra de 155 pelos (poni = 100, vaca n = 30, perro n = 25). Se calcularon estadísticos descriptivos del grosor a un tercio del extremo apical y de la longitud de los pelos, así como una descripción de su color y tipo. Mediante estos análisis se identificaron ciertas características de los pelos cobradores, borra y crines que permitían diferenciar las tres especies, siendo una de ellas el grosor (Anexo V).

Salvo para el examen de la colección de referencia, no se utilizó el microscopio electrónico de barrido (SEM) debido a la laboriosa preparación que requieren las muestras, a lo lento y costoso del método y porque no aportó sustanciales rasgos diagnósticos entre especies.

4.3.4. Identificación macroscópica

Las características macroscópicas utilizadas para identificar los pelos fueron:

1. Longitud total (cm): se midió desde la raíz hasta la punta, utilizando una regla de plástico con precisión milimétrica.
2. Grosor (mm): se midió con calibre digital de precisión $\pm 10 \mu\text{m}$, a un tercio del extremo apical.
3. Color: se consideraron por separado el color general de la muestra y el de cada tipo de pelo. En el caso de pelos con bandas de diferentes colores se definió la proporción ocupada por cada color: 1/3, 2/3..., así como la localización del color: base (B), franja central (F), punta (P). Ej.: 1/3B blanco - negro = un tercio de la base es blanco y el resto es negro. Los colores considerados fueron: negro, gris, castaños claro y oscuro, rubios claro y oscuro (rojo), marfil (cerdas), beige y blanco.
4. Tipo: se consideraron los siguientes: liso, rizado y ondulado.

En un primer paso, cada una de las muestras extendida sobre un papel de filtro blanco era examinada de visu en su conjunto, poniendo especial atención en su coloración y tipología de los pelos. De cada muestra se seleccionaban tres pelos característicos de cada tipo presente, por ejemplo cobertores y crines (ap. 4.3.2.), y se medían. Las características obtenidas: medidas, color y tipo, eran comparadas con las de las muestras de la colección de referencia, para lograr su identificación.

Algunas muestras incluso fueron depositadas sobre placas de Petri con papel blanco en el fondo, fondo translucido, y examinadas bajo una lupa Nikon SMZ-U con ocular de 10 aumentos y objetivos de 0,7-3 aumentos. Se observaron con lupa 103 muestras, el 18% de las 574 identificadas mediante análisis macroscópico. La observación con lupa permitía, especialmente en las muestras de pelo claro, observar la médula (cérvidos y lepóridos), y llegar a un resultado concluyente sobre su identificación. La forma de la sección en la zona más gruesa de la mitad distal, o escudo (Fig. 35), resulta útil para la identificación de pelos (Teerink 1991). Aunque la sección puede presentar múltiples formas, en el presente trabajo solo se diferenció entre circulares y oblongas, que pueden ser distinguidas con facilidad bajo la lupa y facilitar así la identificación de algunas especies de cérvidos.

Aquellas muestras, que no se lograron identificar por sus características macroscópicas, fueron reservadas para su ulterior análisis mediante microscopía.

4.3.5. Análisis microscópico

Para la identificación de los pelos mediante microscopía óptica, se realizaron preparaciones de cutícula y médula de 476 muestras (45% de las colectadas). De éstas, el 94% fueron preparadas para observación de la cutícula y el 10% para observación de la médula.

Las características microscópicas de los pelos utilizadas para la identificación de especies son las formas de las escamas de la cutícula y de la médula (Adorjan y Kolenosky 1969, Debrot *et al.* 1982, Teerink 1991, Monroy-Vilchis *et al.* 2005 y De Marinis y Asprea 2006). En estos trabajos además se emplea la forma de la sección, mientras que nosotros sólo hemos observado la sección a bajos aumentos sin realizar preparaciones (ap. 4.3.4.).

Para clasificar las escamas de la cutícula se utilizan diferentes criterios. Teerink (1991) las clasifica según la posición del eje mayor de la escama con respecto al eje del pelo en:

transversales, longitudinales e intermedias; según la forma del borde en: liso, quebrado y dentado; según el diseño que define el conjunto de los contornos de las escamas, que denomina patrón, en: pétalo, diamante, mosaico y onda regular o irregular; y según la distancia entre los bordes de las escamas en: distantes, cercanos y pegados. Petraco y Kubik (2003) utilizan el patrón que forman las escamas: mosaico, imbricado, pétalo, diamante y espiga.

Basándonos en Teerink (1991) con modificaciones, hemos considerado los siguientes criterios para describir la microestructura de la cutícula (Fig. 36): 1) El patrón que forman las escamas, distinguiendo: mosaico hexagonal, mosaico rectangular, pétalo, diamante, espiga y onda irregular. 2) La forma del borde: lisa o quebrada. Estas características de la cutícula generalmente presentan variaciones entre las zonas proximal y distal, por lo que se observaron con detalle en ambas zonas del pelo.

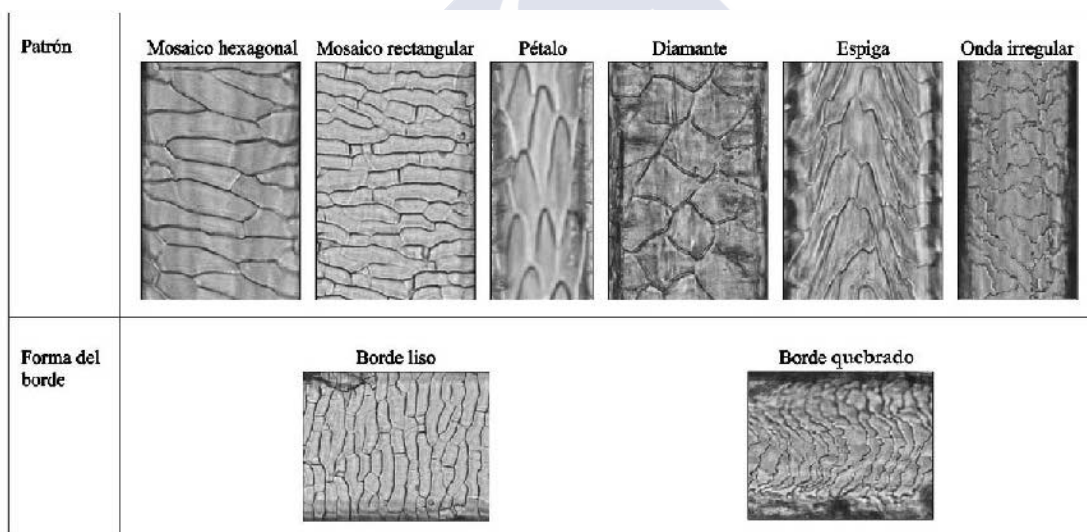


Fig. 36. Características empleadas para describir las escamas de la cutícula del pelo. Preparaciones de la cutícula según una variante del procedimiento de Teerink (1991). Fotografías con Nikon Digital Sight DS-U1 sobre microscopio Nikon eclipse E600, diversos aumentos. (Fotografías: L. Lagos)

En cuanto a la médula, igualmente existen distintos criterios para su descripción (Teerink 1991, Petraco y Kubik 2003, De Marinis y Áspera 2006). En el presente trabajo se han considerado: 1) Composición unicelular o multicelular. 2) Patrón continuo o interrumpido. 3) Estructura amorfa, vacuolada, escalera uniseriada, escalera multiseriada o tabicada (Fig. 37).

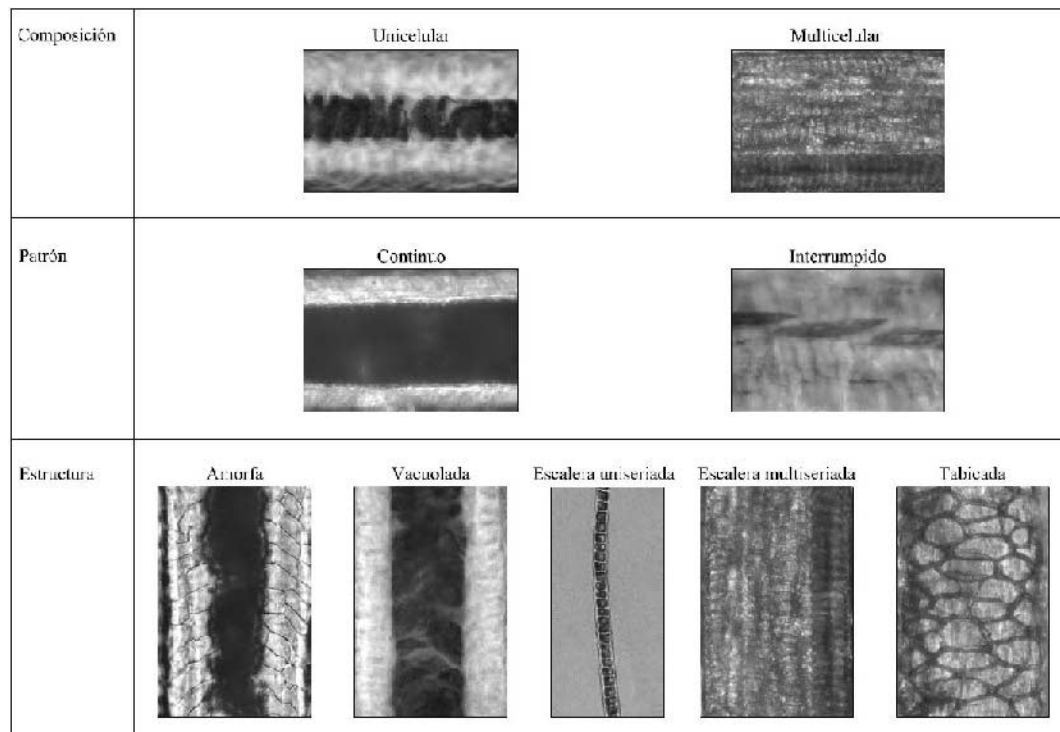


Fig. 37. Criterios de clasificación de la medula del pelo. Preparaciones realizadas según el procedimiento de Crocker (1998). Fotografías con Nikon Digital Sight DS-U1 sobre microscopio Nikon eclipse E600, diferentes aumentos. (Fotografías: L. Lagos)

Para realizar las preparaciones para la observación de la cutícula, se ha utilizado el procedimiento descrito por Teerink (1991) con modificaciones. El examen de la cutícula del pelo se realiza a través de la impronta del mismo, realizada sobre un sustrato blando traslúcido. Generalmente de cada muestra se elegían pelos cobertores (ap. 4.3.2.), puesto que son los que dejan una impronta más característica (Teerink 1991). Siguiendo el criterio de Crocker (1998), en determinadas especies como perro, también se tomaron pelos de borra (ap. 4.3.2). En cada portaobjetos se prepararon improntas de tres o cuatro pelos, según el siguiente método: 1º) Se pulverizaba laca sin gas (*Wella*) sobre el portaobjetos a una distancia aproximada de 20 cm, procurando que ésta se distribuyese uniformemente para conseguir una capa lo más fina y homogénea posible. 2º) Con ayuda de unas pinzas, se colocaban los pelos sobre el portaobjetos con la laca, presionando sobre las zonas que pudiesen quedar elevadas, para que el pelo estuviese en contacto con la laca en toda su longitud, y procurando estirar los pelos rizados. 3º) Una vez seca la laca (> 15 minutos), con ayuda de una aguja enmangada, lanceta o pinzas finas, se despegaba el pelo comenzando por el extremo más grueso, quedando la impronta de la

cutícula impresa sobre la laca. En ocasiones, cuando los pelos eran pequeños, se preparaban improntas de dos muestras sobre un mismo portaobjetos. Las preparaciones microscópicas se rotulaban con el número de muestra y se guardaban para su posterior análisis. Se conservaban en cajas portaobjetos en un lugar fresco, procurando utilizarlas en pocos días, al objeto de que no se degradara la laca y las improntas.

Para realizar las preparaciones para la observación de médula se siguió el procedimiento de Crocker (1998): 1º) Se escogieron pelos tanto cobertores como de borra poco pigmentados, ya que en los oscuros no se puede observar la médula (ap. 4.3.2.). 2º) Se pegaba cinta adhesiva de dos caras (Scotch 3M) sobre una superficie lisa y, sobre ella, se colocaba cinta adhesiva de una sola cara (Scotch 660M) con la parte adherente hacia arriba, sobre la que se colocaban los pelos con ayuda de unas pinzas. 3º) La cinta de una cara con el pelo pegado en ella, se pegaba a su vez sobre un portaobjetos, presionando con los dedos varias veces con fuerza. Los portas con las preparaciones eran rotulados con el número de muestra y conservados en cajas portaobjetos en un lugar fresco y seco.

Los análisis fueron realizados con un microscopio óptico Nikon modelo ECLIPSE E600, con ocular de 10 aumentos. Los análisis de impronta se realizaron con objetivos de 20, 40 y 60 aumentos, y con filtros blanco y Ph2. Los de médula se realizaron con objetivo de 100 aumentos de inmersión en aceite y con filtro Ph3. Para la realización de fotografías se emplearon dos tipos de cámaras acopladas a este microscopio: una Nikon Coolpix 995 y una Nikon Digital Sight DS con controlador DS-U1 para transferir imágenes al ordenador mediante conexión USB 2.0. NIS Elements ver. 2.30 (Nikon Cooperation) fue el programa informático empleado para realizar y editar las fotografías mediante la segunda cámara.

Para el análisis de la cutícula, debido a que las características de la misma pueden variar a lo largo del pelo, era revisada en toda su longitud. Para cada muestra fue realizada una descripción de las escamas de la cutícula de las zonas proximal y distal, según los criterios detallados (Fig. 35), en fichas creadas al efecto. En algunos casos también fue necesaria la descripción de otras zonas, generalmente en el centro del pelo. Fueron realizadas fotografías de las zonas proximal, distal y otras de todas las preparaciones de cutícula para facilitar la identificación de la especie, comparando en pantalla con las fotografías de la colección de referencia, así como para poder realizar futuras comprobaciones. Fueron realizadas un total de 992 fotografías digitales de cutícula, lo que supuso una media de 2,2 fotografías por preparación ($n = 446$).

Para el análisis de la médula se examinó cada muestra en toda su longitud, buscando características diagnósticas de la especie (Anexo VI). Fueron realizadas 24 fotografías de médula.

Se prepararon algunas muestras de la colección de referencia para la observación de cutícula y médula con microscopio electrónico de barrido (SEM), con el objeto de establecer con precisión las diferencias entre determinadas especies (Anexo V). Para ello se siguió el procedimiento basado en Clement *et al.* (1981), mejorado según los protocolos propios del Laboratorio, que se describe en el Anexo IV.



4.4. Análisis de datos

Se emplearon hojas de cálculo Excel versión 2002 (Microsoft Corporation 1985-2001) para la elaboración de las bases de datos y la realización de los cálculos más simples. Para los análisis estadísticos se utilizaron los programas SPSS versión 12.0 para Windows (SPSS Inc. 1989-2003), SPSS Statistics versión 17.0 (SPSS Inc. 2008), XLStat (Addinsoft 1995-2008) y una macro de Excel para realizar pruebas G de bondad de ajuste (McDonald 2009). Para los análisis en los que se incluían variables geográficas, se utilizó para su procesamiento ArcView GIS 3.2 (Environmental System Research Institute, Inc. 1992-1995). Para los análisis sociales se utilizó la versión compilada del programa Socprog (Whitehead 2009) y para la representación gráfica de sociogramas Netdraw v.2.091 (Borgatti 2002).

4.4.1. Análisis de la dieta del lobo

La variable principal utilizada para definir la dieta fue la *frecuencia de aparición* (F_a) o frecuencia relativa con la que apareció cada uno de los tipos de alimento o especies consumidas (Tabla 19) en el conjunto de la muestra considerada, calculándose como:

$$F_a = \frac{n_i}{\sum_{i=1}^N n_i}$$

donde n_i es la frecuencia absoluta de cada alimento consumido i , y $\sum n_i$ es el número total de casos. Para su cálculo se consideró la aparición de más de un alimento en los excrementos (ap. 4.2.5.). Por ello, el número total de casos ($N = \sum n_i = 2.929$) es algo mayor que el tamaño de la muestra, o número total de excrementos, ($n = 2.740$).

Se describió la diversidad de la dieta mediante el número total de tipos de alimento consumidos, así como mediante el *índice de Shannon* “ H' ” (Magurran 1988), que no sólo tiene en cuenta la variedad de alimentos consumidos sino también su abundancia proporcional en la dieta:

$$H' = - \sum n_i \cdot \lg_2 n_i$$

donde n_i es la frecuencia absoluta del tipo de alimento consumido i .

Se calculó el *índice de dominancia de Simpson "D"*, que constituye una medida de la abundancia de los tipos de alimento más comunes en la dieta, por lo que hace referencia a la dominancia de la dieta por parte de uno o varios tipos de alimentos. Tiene en consideración sus patrones de abundancia y riqueza, y depende de la uniformidad o equidad con la que están presentes estos tipos de alimento en la dieta (Magurran 1988):

$$D = \sum \left(\frac{n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)} \right)$$

donde n_i es la frecuencia absoluta del tipo de alimento consumido i y N es el número total de casos ($N = \sum n_i = 2.929$).

La importancia de juveniles de las distintas especies de ungulados silvestres en la dieta, se obtuvo como el porcentaje de muestras que contenían huesos de juveniles, sobre el total de las muestras de hueso colectadas de cada especie de ungulados silvestres.

El porcentaje mínimo de carroña en la dieta se estimó en función del conocimiento del área de estudio, considerando carroña las especies que no son accesibles al lobo como presa, tales como cerdo, gallina, avestruz (*Struthio camelus*) y conejo doméstico. También se consideraron aquellas carroñas de las que se tenía evidencia de que habían sido consumidas por los lobos. Algunas especies como cabra y oveja es probable que hayan sido consumidas frecuentemente como carroña, pero no fueron tenidas en cuenta para el cálculo del porcentaje mínimo de carroña en la dieta, pues también pueden ser consumidas como presas.

Se realizó un análisis factorial de correspondencias como análisis exploratorio de la relación entre las especies presentes en la dieta, y de éstas con los tres sectores (VDE, CDG y SMC) y también con la estacionalidad. Este análisis permite extraer relaciones existentes en el interior del conjunto de categorías de una determinada variable y también estudiar las relaciones existentes entre las categorías de unas variables con las de otras (Pérez 2004).

Se compararon las dietas de los tres sectores del área de estudio (Cap. 3) mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 de Pearson (Dytham 2003), utilizando como variable dependiente la frecuencia de aparición de cada tipo de alimento consumido o de cada grupo de tipos de alimentos (Tabla 19). Estos grupos se formaron con el objeto de incrementar los

valores de las frecuencias esperadas y poder apreciar diferencias en el consumo de los diversos tipos de alimentos. Cuando en las tablas de contingencia aparecieron frecuencias esperadas <5 en más de un 20% de las casillas, se recurrió a la prueba exacta de Fisher generalizada para RxC categorías (Pardo y Ruiz 2002). Cuando el análisis implicó el uso de tablas de contingencia 2 x 2, se utilizó la corrección por continuidad del estadístico χ^2 de Pearson $\chi^2_{cc^2}$.

Tabla 19. Agrupaciones de especies, o tipos de alimentos consumidos, creadas al objeto de aumentar los valores de las frecuencias esperadas y poder apreciar diferencias en su consumo. ^a Se consideró que todos los restos de conejo detectados en la dieta correspondían a conejo doméstico.

Grupos	Especies
Ungulados silvestres	Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>) Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>) Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)
Ponis salvajes	Poni (<i>Equus ferus atlanticus</i>)
Ungulados domésticos	Vaca (<i>Bos taurus</i>) Caballo (<i>Equus caballus</i>) Burro (<i>Equus asinus</i>) Oveja (<i>Ovis aries</i>) Cabra (<i>Capra hircus</i>)
Carroña	Cerdo (<i>Sus domestica</i>) Gallina (<i>Gallus gallus</i>) Otras aves Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) ^a Basurero + lodos
Otros mamíferos	Perro (<i>Canis familiaris</i>) Liebre (<i>Lepus granatensis</i>) Tejón (<i>Meles meles</i>) Micromamíferos
Fruta	Uvas (<i>Vitis vinifera</i>) Otras frutas

También se compararon las dietas mediante el *índice de similitud de Morisita-Horn* (C_{MH}) modificado por Wolda (Magurran 1988) para todas las combinaciones posibles entre los tres sectores donde se estudió la dieta, tomados dos a dos:

$$C_{MH} = \frac{2 \cdot \sum (a_i \cdot b_i)}{(da + db) \cdot aN \cdot bN}$$

donde aN es el número total de casos en la dieta del grupo A, an_i es la frecuencia absoluta de cada tipo de alimento i consumido en A y da se calcula como:

$$da = \frac{\sum (an_i)^2}{aN^2}.$$

Puesto que cada sector aportó distinto tamaño de muestra (Tabla 20), para los análisis de la dieta en conjunto homogeneizamos la contribución de los tres sectores a la muestra. Para esto, dividimos el número total de casos (N) entre tres, obteniendo así el número de casos por sector si la muestra estuviera igualmente repartida. Este valor dividido entre el número real de casos en cada sector proporcionó unos coeficientes (C_{VDE} , C_{CDG} , C_{SMC}), que multiplicados por las apariciones de cada tipo de alimento en cada sector permitió obtener su aparición en la totalidad de la muestra en cada estación o en cada año.

Para analizar la estacionalidad de la dieta, se tuvo en cuenta la estación de deposición de cada excremento. Se consideró invierno de enero a marzo, primavera de abril a junio, verano de julio a septiembre y otoño de octubre a diciembre. La tabla 20 recoge la distribución de la muestra por sectores y estaciones. Se calcularon las frecuencias relativas de aparición (F_a) en cada estación para el conjunto de la muestra, según se indica en el párrafo anterior, y en cada sector (VDE, CDG y SMC) por separado. Se analizaron las diferencias entre las frecuencias de aparición de cada especie en las distintas estaciones. Para esto se definió como hipótesis nula la homogeneidad de las apariciones entre estaciones y se comprobó mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 de Pearson (Pardo y Ruiz 2002, Dytham 2003).

Se analizó la evolución interanual de la dieta en cada sector (Tabla 20). Se calcularon las frecuencias relativas de aparición de cada especie o grupo de especies para cada año (F_a). Se utilizaron tablas de contingencia y el estadístico χ^2 de Pearson (Pardo y Ruiz 2002, Dytham 2003) para comprobar la homogeneidad en el consumo de cada especie entre años. Cuando se detectaron diferencias significativas a lo largo del periodo de estudio, se volvieron a hacer los análisis tomando los años dos a dos y utilizando el estadístico χ^2 y la corrección por continuidad, para así poder detectar entre qué años se producían los cambios. Se utilizó la prueba exacta de Fisher en los mismos casos que los análisis anteriores. Se compararon las variaciones interanuales entre sectores mediante una prueba para muestras relacionadas y el coeficiente de concordancia de Kendall (W) (Dytham 2003). En CDG fueron analizadas las correlaciones entre el consumo de distintas especies entre 2003 y 2008, utilizando correlaciones no paramétricas y el coeficiente de correlación de Spearman (r_s).

Tabla 20. Distribución de la muestra (N) por sectores, años y estaciones.

Sector	Año	PRIM	VER	OT	INV	TOT
VDE	2003	19	20	17	35	91
	2004	4	0	27	4	35
	2005	16	9	28	97	150
	2006	13	4	3	11	31
	TOT	52	33	75	147	307
CDG	2003	49	7	44	1	101
	2004	55	17	49	82	203
	2005	96	107	58	95	356
	2006	167	105	31	148	451
	TOT	367	236	182	326	1.111
SMC	2003	9	149	64	0	222
	2004	93	109	108	116	426
	2005	128	93	123	151	495
	2006	150	114	18	86	368
	TOT	380	465	313	353	1.511

4.4.2. Materiales que componen los excrementos de lobo

Además del estudio de la composición de la dieta, se realizó una descripción detallada de los materiales que componían los excrementos.

Se elaboró una lista con todos los materiales observados en los excrementos. Éstos materiales se agruparon en 17 tipos (Tabla 21). Algunos de estos materiales, como pelo, piel, o fragmentos de hueso, proceden de los cuerpos de los animales de los que se alimentan los lobos. Otros, como materia vegetal, tierra, o piedras, son ingeridos involuntariamente al devorar alimentos que yacen en el suelo o enterrados. Las larvas de insectos carroñeros son ingeridas cuando los lobos se alimentan de carne en estado de descomposición. La aparición de papeles y plásticos en los excrementos se asocia al consumo de basura.

El término materia indiferenciada se usó para referirse a todos aquellos materiales amorfos que aparecen en los excrementos, principalmente sustancias procesadas por el sistema digestivo, como sangre, carne, grasa, trazas de huesos digeridos y de otros tejidos. Encontramos diversos tipos de materia indiferenciada en las heces, en función de la especie o de la parte del cuerpo que hubiesen ingerido: cuando se alimentan de carne y vísceras la materia indiferenciada

es negruzca; frecuentemente, al alimentarse de corzo o cerdo, aparece materia grasa; cuando ingieren huesos adquiere aspecto calcáreo; mientras que la aparición de sangre indica algún problema intestinal.

La gramínea *Brachypodium sylvaticum* se ha considerado aparte de la materia vegetal, puesto que la ingieren activamente para purgarse (Murie 1944).

Tabla 21. Relación de materiales contenidos en los excrementos de lobo.

Tipos de materiales	Materiales
Pelo	Pelo, borra, lana, cerdas, crines, así como su propio pelo ingerido al lamerse.
Materia indiferenciada	Materia negra, grasa, calcárea, marrón, sanguinolenta, diarreica.
Piel	Fragmentos de piel.
Cartílagos y tendones	Cartílagos y tendones.
Hueso	Huesos, fragmentos de huesos y dientes.
Pezuñas	Pezuñas de ungulados.
Plumas	Plumas, raquis o fragmentos de plumas.
Uñas de aves y picos	Uñas de aves, picos.
Uñas de mamíferos	Uñas de conejo, perro, u otro mamífero.
Restos de fruta	Racimos, pellejos y pepas de uvas, fragmentos de manzanas y castañas.
Materia vegetal	Fragmentos de hierbas, hojas, paja, acículas, helechos, corteza pino, flor pino, astillas de madera, ramitas, tojos, etc.
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Gramínea ingerida al purgarse
Tierra	Tierra, arena, grava, lodos, barro, etc.
Piedras	Piedras.
Insectos carroñeros	Cresas y pupas, ingeridas al devorar carroñas.
Otros insectos	Insectos enteros, así como élitros y otros fragmentos, incluso parásitos intestinales de las presas, ingeridos activamente o accidentalmente
Papeles y plásticos	Papeles, tela, papel de estaño, nylon, plásticos, etc.

A partir del examen de los excrementos realizado en el campo (ap. 4.2.5.), se asignó un valor porcentual al volumen ocupado por cada tipo de material en cada excremento, con el objetivo de obtener una estimación sobre la importancia relativa de los distintos materiales que constituyen los excrementos de lobo. Se utilizaron valores fijos en función del número de tipos de materiales en el excremento y de la posición en orden de importancia con respecto al volumen que ocupaba cada uno de los tipos de materiales en cada excremento. Es decir, con los

materiales que componen los excrementos se realizó un reparto de 100 unidades proporcionalmente al orden de importancia en cuanto al volumen total del excremento. El volumen de un tipo de material en la posición i de un excremento que contiene n tipos de materiales se obtuvo como:

$$V_i = (n - i + 1) \cdot \frac{100}{\sum_{k=1}^n k}$$

De esta forma se calculó el volumen de cada tipo de material en cada excremento según su posición en el orden de importancia de materiales para excrementos con 1-7 tipos de contenidos (Tabla 22), siendo 7 el número máximo de tipos de materiales distintos que podía aparecer en un mismo excremento.

Tabla 22. Valoración estimativa del volumen de cada tipo de material en un excremento, según su posición i en orden de importancia con respecto al volumen total, para excrementos con n (de 1 a 7) tipos de contenidos.

$n \backslash i$	1	2	3	4	5	6	7
1	100						
2	67	33					
3	50	33	17				
4	40	30	20	10			
5	33	27	20	13	7		
6	29	24	19	14	10	5	
7	25	21	18	14	11	7	4

Para determinar la importancia de cada tipo de material (Tabla 21) en la muestra, se obtuvo su volumen total (V_t), calculado como la suma de los volúmenes de cada tipo de material en todos los excrementos. Después se obtuvo el *porcentaje medio de volumen* de cada clase de material (PMV , basado en Mattioli *et al.* 2004 con modificaciones) como el volumen total (V_t) dividido por el número total de excrementos (n):

$$PMV = \frac{V_t}{n}$$

De forma complementaria se utilizaron las *frecuencias de aparición* (F_a) del tipo de material principal (el que ocupa un mayor volumen) de cada excremento, calculadas como el número de apariciones de cada tipo de contenido entre el número total de excrementos y multiplicado por 100. Se comprobó la correlación entre PMV y F_a del tipo de material principal mediante el coeficiente de correlación de Spearman. Para determinar si la aparición de los distintos tipos de materiales era similar o si por el contrario alguno de ellos predominaba especialmente se utilizó un test G con las frecuencias de aparición de cada tipo de material.

El PMV de los distintos tipos de materiales se obtuvo para la muestra de cada sector, de cada estación y de cada mes. Al igual que para la estacionalidad de la dieta (ap. 4.4.1.), se consideró invierno de enero a marzo, primavera de abril a junio, verano de julio a septiembre y otoño de octubre a diciembre.

La muestra está constituida por aquellos excrementos de los que se conocía los materiales que formaban su composición ($n = 2.681$; Tabla 23).

Tabla 23. Muestra (número de excrementos) utilizada para los análisis de estacionalidad en la composición de los excrementos en cada sector (a) y año (b).

a	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
VDE	109	55	40	33	237
CDG	315	173	351	221	1.060
SMC	321	281	368	414	1.384
b					
2003	5	87	68	155	315
2004	187	172	146	118	623
2005	314	202	228	189	933
2006	239	48	317	206	810
Total	745	509	759	668	2.681

Para analizar las relaciones entre los distintos tipos de materiales, así como entre los tipos de materiales y especies consumidas, se realizó un análisis exploratorio de los datos mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) y un Análisis Factorial de Correspondencias (AFC) respectivamente, ambos mediante el programa XLStat (Addinsoft 1995-2008).

El Análisis de Componentes Principales es un método de reducción de la dimensión que se aplica cuando se trabaja con un número elevado de variables cuantitativas (Pérez 2004). Además de reducir el número de variables, permite detectar una estructura en la relación entre las variables o clasificarlas (Statsoft 2007). Por ello, más que para reducir el número de variables, se utilizó para identificar tipos de materiales que tienden a aparecer juntos y los que tienden a aparecer separados, al igual que hicieron Naves *et al.* (2006) en su trabajo sobre la dieta del oso pardo, caracterizada por ser omnívora y presentar una gran variedad de contenidos. Se realizaron dos *ACP*, ambos utilizando el *PMV* de las clases de materiales: 1) Con 12 tipos de materiales, eliminando aquellos que aportaban menor volumen a los excrementos, como insectos, papeles-plásticos, piedras y uñas-picos; 2) Con 8 tipos de materiales, eliminando aquellos que aportaban mayor volumen a los excrementos (materia indiferenciada y pelo) y los que intuitivamente no parecían estar relacionadas con las demás (plumas y restos de fruta). Los círculos de correlaciones resultantes del Análisis de Componentes Principales representan la proyección de las variables iniciales sobre un plano de dos dimensiones constituido por dos de los factores o componentes principales (Addinsoft 1995-2008). Los puntos de las gráficas representan cada variable por medio de dos coordenadas que miden los coeficientes de correlación de dicha variable con los factores considerados (Pérez 2004). En el tutorial de XLStat (Addinsoft 1995-2008) se explica con detalle la interpretación de los *ACP*, las variables que están lejos del centro del gráfico están correlacionadas con el factor considerado; en este caso las variables que estén cerca unas de otras presentan una correlación positiva significativa, las variables que están simétricamente opuestas respecto al centro presentan una correlación negativa significativa; no presentan correlación significativa cuando se sitúan ortogonales unas de otras. Sin embargo, cuando las variables están relativamente cerca del centro del gráfico, los resultados no resultan fáciles de interpretar visualmente y conviene recurrir a la matriz de correlaciones, resultante asimismo del Análisis de Componentes Principales en XLStat.

Se realizó un Análisis Factorial de Correspondencias *AFC* (Pérez 2004) utilizando como variables las especies que aparecen en los excrementos y la principal clase de material que aparece en el excremento, o sea la que ocupa mayor volumen. Los gráficos simétricos resultantes que muestran los atributos de fila o de columna cercanos indican similitud, de la misma manera que la proximidad entre un atributo de fila y otro de columna indica correspondencia; cuanto más alejados estén los puntos del origen mayor es la relación.

Para analizar la homogeneidad del *PMV* de cada tipo de material a lo largo de las distintas estaciones del año entre sectores y su evolución interanual, se utilizaron pruebas no paramétricas, ya que las variables no se distribuyen de forma normal. Para comparar más de dos

grupos, se utilizó la prueba H de Kruskal-Wallis y para comparaciones entre dos grupos se utilizó la prueba U de Mann-Whitney (Dytham 2003).

4.4.3. Disponibilidad de recursos tróficos y su relación con la dieta del lobo

Para evaluar la disponibilidad de recursos tróficos para el lobo en cada sector fueron estimados índices de abundancia de las presas silvestres, se realizaron recuentos de los efectivos de las manadas de ponis salvajes y se utilizaron los datos de los censos ganaderos oficiales.

Las poblaciones de presas silvestres -jabalí, ciervo y corzo, conejo, liebre ibérica y tejón- se evaluaron mediante índices de abundancia, que son parámetros relacionados con la densidad y que reflejan cambios en la misma (Tellería 1986). Debido a los hábitos discretos de los mamíferos silvestres, los métodos de censo directos basados en observaciones de individuos suelen ser difíciles de aplicar, por lo que se recurre a métodos indirectos, basados en la detección de evidencias de presencia como huellas, excrementos u otros rastros (Gibbs 2000). En el presente caso se utilizó un *índice kilométrico de abundancia* (Ia) que se obtuvo dividiendo el número total de rastros entre el número de kilómetros de pista prospectados a pie en los cruces (ap. 4.2.2. y 4.2.3.).

Los *índices de abundancia en cada muestreo* (Ia_M) se calcularon como la suma de todos los rastros de una determinada especie divididos entre el número total de paradas realizadas en el muestreo multiplicadas por los 100 m de pista que se cubrieron en cada parada y divididos entre 1.000 para obtener el resultado en rastros por km de pista:

$$Ia_M = \frac{\sum \text{rastros } sp}{(\sum \text{paradas}) \cdot 100 / 1.000}$$

Los *índices de abundancia anuales* (Ia_A) se obtuvieron como la media de los índices de abundancia de todos los muestreos realizados ese año. Los *índices de abundancia de cada sector* (Ia_S) se obtuvieron como la media de los índices de abundancia de los muestreos realizados en el correspondiente sector.

$$Ia_A = \frac{\sum I_{aM}}{n_M}$$

$$Ia_S = \frac{\sum I_{aM}}{n_M}$$

Se analizaron las diferencias observadas entre los índices de abundancia de cada especie entre sectores y entre años mediante la prueba H de Kruskal-Wallis; usando las comparaciones se realizaban entre dos grupos, dos sectores o dos años, se recurrió a la prueba U de Mann-Whitney (Dytham 2003).

Johnson (1980) definió varios conceptos relativos a la preferencia de recursos, a los que aludiremos continuamente al hablar de la relación entre la dieta y las disponibilidades tróficas. Este autor se refería al uso de recursos en general, mientras que en las definiciones recogidas a continuación se han adaptado los términos a la dieta. Se utiliza la palabra *uso* como sinónimo de *consumo* y se define como la cantidad de alimento consumida por un depredador en una unidad de tiempo. En la presente memoria, el *uso* o *consumo* se describe por la frecuencia de aparición de dicho alimento o especie en la dieta (F_a %). Se define *abundancia* como la cantidad de una especie en el medio en un periodo de tiempo, mientras que *disponibilidad* es la cantidad de esa especie accesible para el depredador. Como la disponibilidad es un parámetro difícil de obtener, ya que existen diversos factores que pueden alterarla, normalmente se utiliza la abundancia en su lugar; aunque, como explica Litvaitis (2000), es importante ser consciente de las limitaciones de esta simplificación a la hora de interpretar resultados. Cuando una especie es consumida de manera desproporcionada a su disponibilidad, se dice que su uso es *selectivo* (Johnson 1980, Manly *et al.* 1993). Se entiende por *preferencia* de un consumidor por un recurso, o de un depredador por una presa, la probabilidad de que esa presa sea seleccionada cuando se ofrece en igual proporción que otras (Johnson 1980, Manly *et al.* 1993).

Para comparar consumo y disponibilidad entre sectores, se ha utilizado un sistema de rangos basado en Johnson (1980), muy básico e intuitivo, pero que permite detectar con facilidad cuando en un sector se consume una presa de manera desproporcionada con respecto a su abundancia o cuando sucede lo contrario. Cuando la importancia de una especie en la dieta (F_a) está en el mismo rango (orden) que su abundancia en el medio (I_a) en los tres sectores (Cap. 3), se entiende que su consumo es acorde con la disponibilidad. Esta metodología se utilizó tanto para especies silvestres como para domésticas.

Calculamos un índice de apetencia de cada especie para el lobo como abundancia de la especie en el medio dividido entre presencia en la dieta. En el caso de especies silvestres se calculó como I_a dividido entre F_a . En el caso de ponis salvajes y especies domésticas como densidad de población en Tm/km² entre F_a . La apetencia que el lobo tenga por una presa es inversamente proporcional al valor numérico obtenido mediante este índice. Es decir, cuanto más próximo a cero sea el valor del índice para una determinada presa, la apetencia del lobo por

ella es mayor. Este índice nos permitió evaluar la apetencia por una especie entre sectores y entre el conjunto de presas con índices de abundancia comparables.

Para analizar el patrón de selección de corzo y jabalí, se realizó una regresión entre los índices de abundancia de estas dos especies en cada muestreo y su frecuencia de aparición en la dieta de la estación y año en el que se realizó el muestreo.

Para cuantificar la preferencia entre las presas potenciales, se recurrió a un índice de selección comúnmente empleado en los trabajos de ecología de la alimentación del lobo (Jędrzejewski *et al.* 2000, Sidorovich *et al.* 2003, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005, Ansorge *et al.* 2006): el *índice de Irvlev* modificado por Jacobs (1974), que se calcula como:

$$D_i = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i - 2r_i p_i}$$

donde r_i es la proporción de una especie i entre todas las presas que componen la dieta y p_i es la proporción de la misma especie en la comunidad de presas. Los valores de este índice (D_i) varían entre -1 y 1; el valor -1 indica un total rechazo por la presa, el valor 0 indica consumo proporcional a la abundancia y el valor 1 indica máxima selección positiva.

Como no se ha utilizado la misma metodología para valorar la abundancia de las distintas especies, el análisis se realizó por separado para determinar la preferencia entre las distintas especies de ungulados silvestres, y la preferencia entre ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo. En el análisis de selección de especies de ganado no se incluyeron las que únicamente pueden ser consumidas como carroña.

En el análisis de selección de ungulados silvestres, r_i se calculó como la proporción entre la frecuencia de aparición de la presa i en la dieta, en relación con la suma de las frecuencias de aparición de todos los ungulados silvestres ($F_{a,SPi} / \sum F_{a,SP}$); p_i se calculó como la proporción del índice de abundancia de una especie i , en relación a la suma de los índices de abundancia de todos los ungulados silvestres ($I_{a,SPi} / \sum I_{a,SP}$).

Para determinar las preferencias del lobo entre ponis salvajes, ganado bovino y ganado ovino-caprino en cada sector, consideramos los datos de los censos oficiales de ganadería y los datos propios sobre la población de ponis salvajes (Tabla 24), restringiendo el análisis a estas categorías de presas, porque disponíamos del mismo tipo de datos para todos ellos en los tres sectores. En este análisis r se calculó como la proporción entre la frecuencia de aparición de una de estas especies en la dieta en relación con la suma de las frecuencias de aparición de todas

estas especies; y p como la proporción entre la densidad Tm/km^2 de la población de individuos de una de estas especie entre la suma de las densidades de individuos de todas estas especies.

El censo de bovino se obtuvo como la media del número de cabezas censadas entre 2003-2006 (IGE 2003-2006) y el ovino-caprino mediante el censo de 2006 (Consellería do Medio Rural: F. López, com. pers.). El de ganado porcino se obtuvo del censo (IGE 2003-2005), y también las aves y conejos (INE 2003). En el caso del ganado vacuno semiextensivo en CDG, se realizó una estimación de su censo, a partir del número de cabezas de las explotaciones revisadas (ap. 4.2.13). Estos datos de número de animales se convirtieron en peso considerando los siguientes pesos medios: 300 kg para ponis salvajes, 600 kg para ganado vacuno, 45 kg para ganado ovicaprino, 2 kg para gallinas y conejos.

Tabla 24. Censos de ponis salvajes y ganado en Val do Eume, Centro de la Dorsal Gallega y Sur Macizos Centrales expresado en censo o número de animales y en toneladas (Tm).

	VDE		CDG		SMC	
	<i>Censo</i>	<i>Tm</i>	<i>Censo</i>	<i>Tm</i>	<i>Censo</i>	<i>Tm</i>
Ponis salvajes	448	134,40	215	64,50	0	0,00
Ganado						
Bovino	28.976	17.385,60	43.727	26.236,20	2.504	1502,40
Ovino-caprino **	7.928	356,76	9.761	439,25	12.328	554,76
Granjas industriales						
Porcino	469	93,80	11.259	2.251,80	2.381	476,20
Aves de corral	323	0,65	1.023	2,05	60.000	120,00
Conejos	76	0,15	234	0,47	900	1,80

En CDG, donde ponis salvajes y ganado vacuno constituyeron la parte principal de la dieta del lobo (57%) y disponíamos de un censo preciso de ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo, calculamos el *índice de Irvlev* para determinar las preferencias alimentarias del lobo entre estas dos clases de presas. Calculamos p_i como la fracción del censo de cada una de las dos poblaciones sobre la suma de ambas. Como consideramos únicamente ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo para el cálculo, r_i se obtuvo como la fracción de la frecuencia de aparición en la dieta de poni o de vaca sobre la suma de la frecuencia de aparición de estas dos especies.

Para determinar si el consumo de presas silvestres evolucionó a lo largo del periodo de estudio en respuesta a las variaciones de sus densidades, se analizó para cada especie la correlación entre su frecuencia de aparición en la dieta cada año (F_d) y su índice de abundancia anual (Ia_A), utilizando el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman (r_s). Asimismo se representaron gráficamente para cada especie la frecuencia de aparición en la dieta frente a los índices de abundancia en el medio, realizándose un análisis de regresión.

4.4.4. Ecología reproductora de ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo

Para el análisis de la ecología reproductora de los ponis salvajes se tuvo en cuenta la información adquirida durante el periodo 2006-2008 en Campelo y Uceira (ap. 4.1.2.).

Los datos para el análisis de la biología reproductora del ganado vacuno semiextensivo se refieren al periodo 2003-2008, habiendo sido recopilados en 5 explotaciones: Vilamor (1), Guntín (19), Varela (20-22), Montouto I (26) y Mato-Sastra (28) (Tabla 18; ap. 4.2.13). Se dispuso de una muestra de 1.577 terneros nacidos (Tabla 18).

La *tasa reproductora* o *tasa de partos* se calculó como el número de crías nacidas dividido entre el número de madres, pudiendo ser anual, interanual o por localidad. La muestra de crías nacidas fue de 139 potros y 536 terneros. Con respecto a los terneros sólo se consideraron los nacidos en las explotaciones de Guntín y Vilamor durante el periodo 2003-2008, excepto Vilamor en 2004 ya que no conocimos el número de vacas en la explotación ese año. En el caso de los ponis se calculó también una *tasa de abortos*, o de mortalidad neonatal, como el número de potros muertos en el parto entre el número total de yeguas. Fueron analizadas las posibles diferencias entre localidades y años, comparando las frecuencias de aparición de madres paridas y no paridas mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 de Pearson (Dytham 2003), recurriéndose a la prueba exacta de Fisher cuando en las tablas de contingencia aparecieron frecuencias esperadas <5 en más de un 20% de las casillas (Pardo y Ruiz 2002). Cuando las tablas de contingencia eran 2x2 se utilizó la corrección por continuidad del estadístico χ^2 .

Para determinar si la permanencia del potro con su madre durante el primer año de vida, afectaba negativamente a la probabilidad de parto de ésta en los años siguientes, se analizó mediante un χ^2 la probabilidad de parto bajo tres supuestos: 1) si la yegua no había parido el año anterior, 2) si había parido y su potro había muerto o había sido retirado, 3) si había parido y

permanecido con su potro. Este análisis se repitió considerando los tres supuestos pero para el periodo reproductor de dos años antes.

La muestra de juveniles de los que se conocía el sexo al nacer fue de 133 potros y 1.569 terneros. Se calculó la *razón de sexos*, o sex-ratio, expresándola como número de machos partido por número de hembras. Se comparó el número de machos y de hembras observado con el número de individuos de cada sexo si hubiera equidad en el sex ratio, mediante una prueba G (Wilson y Hardy 2002). Se analizó la diferencia en la razón de sexos mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 (Dytham 2003).

Para la población de potros nacidos, se obtuvieron las frecuencias de aparición de cada capa, calculándose como el porcentaje de potros de cada color sobre el total de la muestra. Se utilizó una prueba G para determinar si la proporción de potros de las capas: 1) grises-negros, 2) castaños y castaños oscuros, y 3) tostados y alazanes difería significativamente de la proporción esperada si existiera homogeneidad de capas. Para analizar si existían diferencias en la frecuencia de colores entre montes y años, se utilizaron tablas de contingencia y el estadístico χ^2 (Dytham 2003).

La muestra de crías nacidas empleada para el análisis de la fenología reproductora, pues conocíamos su fecha de nacimiento, fue: 139 potros y 1.563 terneros. Se consideraron los terneros nacidos entre 2003 y 2008, excepto los de las explotaciones Mato y Montouto (Tabla 19) en 2008, debido a que no se contaba con información sobre el año completo. La fenología de los partos se analizó en primer lugar mediante un análisis básico de la distribución de los nacimientos, por quincenas en el caso de los yeguas y por meses en el de las vacas, calculándose las frecuencias absolutas y relativas, en porcentaje, de crías nacidas durante cada periodo. Utilizando tablas de contingencia y el estadístico χ^2 (Dytham 2003) se analizaron las diferencias en la distribución de los nacimientos por periodos entre localidades para el total de la muestra y para cada año por separado, así como también las diferencias entre años para el total de la muestra y de forma independiente para cada localidad de estudio.

Para poder realizar análisis más sólidos, la fecha de nacimiento se transformó en una variable continua (Gaillard *et al.* 1993, Raganella-Pelliccioni *et al.* 2007) llamada *día de nacimiento*, ordenándose desde 1 (16 de marzo = primer nacimiento global) hasta 209 (10 de octubre = nacimiento global más tardío) en el caso de los potros, y desde 1 (1 de enero = primer nacimiento global) hasta 365 (31 de diciembre = nacimiento global más tardío) en el caso de los terneros.

Se calculó el *día medio de nacimiento* y se consideró la *longitud del periodo de partos* como el número de días consecutivos en el que se concentran el 80% central de los de nacimientos (Rutberg 1987), para lo que se calcularon el percentil 90, el percentil 10 y se restaron ($P_{90}-P_{10}$); asimismo se obtuvo el rango de fechas en las que tuvo lugar este periodo de partos. Los percentiles se calcularon mediante Excel. Estos estadísticos se obtuvieron globalmente y de forma independiente para cada año y cada localidad. Mediante una prueba de Kolmogorov-Smirnoff se analizó la normalidad de la distribución de la variable día de nacimiento, y como no se aproximaba a una distribución normal, fue necesario recurrir a pruebas no paramétricas (Dytham 2003). Se analizaron las diferencias en las fechas de nacimiento entre localidades y entre años utilizando la prueba *U* de Mann-Whitney para comparar dos grupos y la de Kruskal-Wallis para comparar más de dos grupos (Fowler y Cohen 1999, Dytham 2003).

Como medida de la *sincronización reproductora* se consideró el rango intercuartílico (Q_3-Q_1) o número de días consecutivos en los que nació el 50% de las crías (Gaillard *et al.* 1993, Linnell y Andersen 1998, Raganella-Pelliccioni *et al.* 2007). Los cuartiles se obtuvieron mediante Excel. Para analizar si existieron variaciones en la sincronización reproductora entre años se ha utilizado una metodología basada en Adams y Dale (1998): se calculó el rango intercuartílico de los días de nacimiento en el total de la muestra y se obtuvo el *periodo de sincronización reproductora* como el rango intercuartílico global centrado en la mediana de cada año; posteriormente se compararon mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 el número de crías que nació dentro y fuera de ese periodo en cada año.

4.4.5. Mortalidad y análisis de supervivencia de los ponis salvajes

En función de su supervivencia durante su primer año de vida, los potros fueron clasificados en: supervivientes, muertos y retirados.

Denominamos retirados a los potros extraídos del monte por los *besteiros* para la venta o el sacrificio (ap. 4.1.2.). Entre 2006 y 2008 fueron retirados 39 potros a finales de verano o durante el otoño (Tabla 25). La edad media de los potros retirados fue de 143 días (SD = 53). La mayoría (67%) fueron retirados cuando superaban los 4 meses de edad (121-222 días). Únicamente tres potros fueron retirados con menos de 2 meses de edad (19-55 días).

Tabla 25. Potros retirados del monte por los *besteiros*, con detalle de extracciones y fechas.

Año	Monte	Potros	Extracción 1		Extracción 2	
			Potros	Fecha	Potros	Fecha
2006	Campelo	6	6	30-ago		
	Uceira	2	2	2-nov		
2007	Campelo	3	2	19-jun	1	23-nov
	Uceira	10	5	5-ago	5	3-nov
	Androeira	4	1	20-sep	3	6-oct
2008	Campelo	2	1	24-oct	1	7-nov
	Uceira	11	11	31-oct		
	Androeira	1	1	18-may		
TOTAL		39				

Los potros que estaban vivos el 2 de diciembre de 2008, fecha de finalización del trabajo de campo, fueron considerados supervivientes. Se estudió la existencia de un patrón temporal de mortalidad que se repitiera todos los años, analizando la correlación entre las distribuciones mensuales de potros muertos de los distintos años. Se realizó el mismo análisis con el patrón temporal de ataques resultantes sólo en heridas. Para estudiar la relación entre la mortalidad de los potros y sus heridas se obtuvo la correlación entre el número de potros heridos y muertos por meses y por quincenas. Para esto se utilizó el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman (r_s) (Dytham 2003).

La distribución mensual de potros muertos se calculó en número de potros y en biomasa, considerando los siguientes pesos estimados de un potro: 40 kg en abril, 60 en mayo, 80 en junio, 100 en julio, 120 en agosto, 130 en septiembre, 140 en octubre, 150 en noviembre y diciembre.

Estos análisis se realizaron considerando años biológicos, que se establecieron del 1 de mayo al 30 de abril del siguiente año, así el año biológico 2006 comprende del uno de mayo de 2006 al 30 abril de 2007.

Se calculó la *tasa de mortalidad* (Tm_1) como el número de potros muertos en cada año biológico entre el número de potros nacidos en ese mismo año. Como algunos potros fueron retirados del monte, se obtuvo una segunda *tasa de mortalidad* (Tm_2) como el número de potros muertos en cada año biológico, entre el número de potros nacidos y que no fueron retirados del monte. Asimismo, se calcularon tasas de mortalidad para dos periodos: hasta la fecha de

retirada de los potros y después de ésta, como el cociente entre el número de potros muertos durante cada periodo entre los existentes al comienzo del periodo. Estas tasas se denominan *tasas de mortalidad aparente* según recoge (Winterstein *et al.* 2001). Se obtuvo el porcentaje de potros heridos sobre el total de los nacidos. Se analizó la diferencia interanual en la frecuencia de potros muertos mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 (Dytham 2003). Se realizó el mismo análisis con los potros heridos.

Se calculó el impacto anual de la depredación como el número de potros nacidos por cada 100 yeguas (*tasa de partos* en porcentaje) multiplicado por la *tasa de mortalidad* Tm_1 y por el porcentaje de potros que murieron depredados sobre el número de cadáveres de los que se pudo determinar con exactitud la causa de la muerte.

Para analizar las diferencias en las tasas de mortalidad según sexo, capa (ap. 4.2.7.) y fecha de nacimiento, se utilizaron tablas de contingencia y el estadístico χ^2 (Dytham 2003). Cuando las tablas de contingencia eran de dos por dos, se utilizó la corrección por continuidad del estadístico χ^2 . Cuando los valores esperados en las tablas de contingencia eran <5 en más del 20% de las celdas, se utilizó el estadístico exacto de Fisher (Pardo y Ruiz 2002). Para analizar la influencia de la capa de los potros, se agruparon en tres categorías: grises-negros; castaños, incluyendo los oscuros; y alazanes incluyendo los tostados. Para analizar la influencia de las fechas de nacimiento se analizaron distintas variables. En primer lugar se trató de descifrar el papel de la sincronización reproductora en la mortalidad de los potros. Así que se comparó la mortalidad de los potros nacidos durante el periodo que concentró el 50% de los nacimientos cada año, calculado como el rango intercuartílico (Gaillard *et al.* 1993, Linnell y Andersen 1998, Raganella-Pelliccioni *et al.* 2007), con la de los potros que nacieron durante el resto del periodo de partos. Asimismo, se comparó la mortalidad de los potros nacidos en la quincena que concentró mayor número de nacimientos con los nacidos en las demás quincenas. Finalmente, se comparó la mortalidad de los que nacen en los primeros meses con partos (marzo y abril), con los que nacen en los demás meses; así como la mortalidad entre los siguientes grupos: 1) nacidos en marzo y abril, 2) nacidos en mayo y junio, 3) nacidos en los meses posteriores.

La existencia en la muestra de potros retirados, lo que se denomina datos censurados, complica la interpretación de los resultados sobre tasas de mortalidad. Las tasas de mortalidad o supervivencia aparentes no admiten datos censurados; si estos potros se cuentan como vivos se produce un sesgo negativo y si no se consideran incluidos en la muestra disminuye el tamaño de la misma (Winterstein *et al.* 2001). Por eso se recurre a *análisis de supervivencia*, un conjunto de técnicas estadísticas que analizan el tiempo hasta que sucede un determinado evento

(Kleinbaum y Klein 2005) y que sí que admiten la existencia de datos censurados. En el análisis del evento muerte, los 39 potros retirados del monte por sus propietarios (Tabla 25) fueron considerados datos censurados (Kleinbaum y Klein 2005), de los cuales sabemos que por lo menos vivieron hasta el día en que fueron retirados, aunque se desconozca cual hubiera sido su tiempo exacto de supervivencia. Se utilizaron este tipo de análisis, tanto para analizar el evento muerte como para el evento heridas.

Se realizó un análisis sobre la supervivencia de los potros durante su primer año de vida, mediante el *método del estimador del límite del producto de Kaplan-Meier* (Kleinbaum y Klein 2005). Para cada potro, se consideró el tiempo de inicio de seguimiento como su fecha de nacimiento y el tiempo de fin de seguimiento como: 1) la fecha de muerte, 2) la fecha en la que fue retirado, 3) la fecha en la que cumplió un año, 4) la fecha de fin de estudio en 2008 (02/12). Los potros censurados fueron los vivos y los retirados, es decir todos los que no llegaron a morir durante el tiempo de seguimiento. Para estos análisis no se consideraron los 8 potros nacidos en 2007 en Androeira, de los que no conocíamos la fecha de nacimiento porque cuando comenzamos los muestreos ya habían nacido (ap. 4.2.8.). Por lo tanto, la muestra considerada fue de 149 potros.

Utilizando una prueba *Log-Rank* se obtuvieron las diferencias en la supervivencia de los potros según: si habían sufrido heridas o no, sexo, capa, fecha de nacimiento y características de sus madres. Cuando las curvas de supervivencia se cruzan al principio, fue utilizado el estadístico de *Tarone-Ware* o de *Breslow* (Kleinbaum y Klein 2005). En el caso del sexo se eliminaron de la muestra los potros a los que no se les pudo determinar. Para analizar la influencia de la capa de los potros, se agruparon en tres categorías: grises-negros; castaños, incluyendo los oscuros; y alazanes incluyendo los tostados. En cuanto a la influencia de la fecha de nacimiento sobre la supervivencia, en primer lugar se analizó el efecto de nacer al principio de la época de partos, comparando la supervivencia de los potros nacidos en marzo o abril con la de los nacidos en los demás meses y la del primer 25% de potros nacidos con la de los restantes. En segundo lugar se analizó el efecto de nacer en el pico, sincronización, de los partos, comparando la supervivencia de: a) los potros nacidos en las quincenas que concentraron más del 30% de los partos con los nacidos en las restantes; b) los nacidos en el periodo que acumuló el 50% de los partos, con el resto; c) los que nacieron en la quincena en la que nace un mayor porcentaje de potros del año, en comparación con los demás quincenas. Las características consideradas de las madres fueron capa, edad y tamaño. Para el análisis sobre la influencia de la edad de la madre en la supervivencia de los potros, empleamos una muestra de 73 potros nacidos de las 35 yeguas de las que conocíamos su edad. Para el análisis sobre la influencia del tamaño de la yegua en la supervivencia de los potros, empleamos una muestra de 53 potros nacidos de las 24 yeguas de las que conocíamos su altura a la cruz.

Se realizó una *Regresión de Cox* (Kleinbaum y Klein 2005) por el método de pasos adelante y máxima verosimilitud, para estudiar el efecto conjunto de las variables en la supervivencia de los potros. Para esta prueba, se seleccionaron aquellas variables que en los análisis univariantes resultaron guardar relación con la supervivencia de los potros. Empleamos una muestra de 133 potros, aquellos de los que analizamos su fenología de nacimiento (ap. 4.4.4.) y su sexo.

4.4.6. Heridas de los potros

En el caso de los potros heridos (ap. 4.2.12.), fueron analizados los siguientes aspectos: 1) zonas del cuerpo afectadas por las heridas, 2) características de las heridas en función de la edad, 3) probabilidad de sufrir heridas en relación con las características individuales, 4) capacidad de sanación, 5) la influencia de haber sufrido heridas en la probabilidad de supervivencia de los potros (ap. 4.4.5.).

Entre 2006 y 2008 observamos 52 potros que presentaban heridas de distinta consideración, que entendemos habían sido consecuencia de ataques fallidos de los lobos. En uno de estos ataques el potro únicamente perdió un fragmento de cola y en otros dos no se describieron con precisión las heridas, quedando reducida la muestra para describir las zonas del cuerpo afectadas a 49 ataques. La muestra disponible con la edad de los potros fue de 50 y la utilizada para el análisis de las partes del cuerpo afectadas según la edad fue de 48.

En sus ataques, los lobos podían inferir heridas en distintas partes del cuerpo. Se calculó el porcentaje de heridas en cada una de las partes del cuerpo definidas (ap. 4.2.12, Fig. 31). Así, el porcentaje de heridas en el cuello se calculó como: número de ataques con resultado de heridas en el cuello entre el número total de ataques con resultado de heridas. Del mismo modo se calculó la frecuencia de heridas en cada flanco del cuerpo como: el porcentaje de heridas en cada uno de los flancos sobre el número total de ataques con heridas.

Para analizar la relación entre la aparición de heridas en distintas zonas del cuerpo se realizó un Análisis de Componentes Principales (Pérez 2004).

Se estudiaron las diferencias en el tipo de heridas en relación a la edad de los potros. Para ello, primero se analizaron las diferencias en el número de heridas por ataque para las distintas edades, mediante un análisis para K muestras independientes de Kruskal-Wallis. Se obtuvieron

correlaciones no paramétricas (r de Spearman) entre el número de heridas por ataque y la edad. Finalmente se analizaron las diferencias en la frecuencia de heridas en las distintas zonas y en los distintos flancos (derecho, izquierdo, ambos) según la edad, mediante tablas de contingencia y el estadístico χ^2 de Pearson. Se recurrió a la prueba exacta de Fisher cuando en las tablas de contingencia aparecieron frecuencias esperadas <5 en más de un 20% de las casillas. Se realizó esta misma prueba χ^2 para analizar si el tipo de heridas que presentaron los potros resultaba homogéneo interanualmente.

Para analizar la probabilidad de sufrir heridas en relación con las características individuales: sexo, capa y fecha de nacimiento, se utilizó un análisis de supervivencia de Kaplan-Meier, debido a que numerosos potros murieron o fueron retirados antes de haber sufrido heridas. Para este análisis los potros fueron clasificados en tres categorías: heridos, no heridos y los que murieron o fueron retirados antes haber sufrido heridas. Los potros pertenecientes a las dos última categorías se consideraron censurados. El momento inicial fue la fecha de nacimiento y el final la fecha en la que fueron heridos o censurados. Se utilizó la prueba de *Log-Rank* para evaluar la influencia de las características individuales en la probabilidad de sufrir heridas. Para estos análisis se consideró la muestra de 149 potros de los que conocíamos su fecha de nacimiento al igual que en el apartado. 4.4.5.

También se utilizó un análisis de supervivencia de Kaplan-Meier para evaluar la capacidad de sanación de los potros heridos. En este análisis, los potros heridos fueron clasificados en tres categorías: 1) los que murieron a consecuencia de las heridas, 2) los que sanaron y 3) los que murieron en otro episodio de depredación o fueron retirados antes de sanar. Los potros pertenecientes a las dos última categorías se consideraron censurados. Como momento de inicio se consideró la fecha en la que el potro fue herido y como final la fecha en la que el potro murió a causa de las heridas o fue censurado. En el caso de potros heridos en dos ataques, se consideró el segundo como momento de inicio.

Finalmente, se analizó la relación entre la distribución temporal de la mortalidad de potros y de los eventos de depredación con resultado de heridas, mediante análisis de correlaciones no paramétricas. Se realizó un análisis comparativo entre la edad de los potros heridos con la edad de los muertos por depredación de lobo.

4.4.7. Éxito reproductor de las yeguas

En función de la capacidad reproductora de las yeguas y de la supervivencia de sus potros definimos *el éxito reproductor de una yegua*, es decir su capacidad para sacar adelante a sus potros. Se trata de una medida de eficacia biológica o *fitness* (Dawkins 1982). Esta capacidad depende de la tasa de partos, ya que cuantos más potros haya parido a lo largo de su vida, más probabilidades tendrá de transmitir sus genes. Pero el éxito reproductor depende también de la capacidad para lograr que los potros nacidos sobrevivan. Así que, por una parte interesa conocer lo que denominamos *índice de partos* (*I. partos*), número total de partos durante el periodo de estudio dividido entre las tres temporadas reproductoras que se siguieron. Por otra parte, interesa conocer la capacidad de sacar adelante los potros nacidos, lo que se obtuvo mediante el *índice de supervivencia* (*I. sup.*), calculado para cada yegua como el número de potros que sobrevivieron entre el número de potros que parió. Para evaluar la calidad reproductora de las yeguas, definimos el *índice de éxito* (*I. éxito*), que se obtuvo multiplicando el índice de partos por el índice de supervivencia. El índice de éxito reproductor resulta un indicador de la capacidad de las yeguas de sacar adelante un potro cada año, combinando su fecundidad con su capacidad de criar al potro, protegiéndolo de los ataques de los lobos, o criando potros que sean capaces de protegerse por sí mismos.

Para estos análisis se utilizaron las yeguas de Campelo y Uceira, donde seguimos la supervivencia de los potros durante tres años biológicos. Se eliminaron de la muestra aquellas yeguas de las que no se pudo realizar el seguimiento completo porque: murieron (5), fueron retiradas (2), llegaron al monte después de iniciado el estudio (2), o les fueron retirados algunos de sus potros (9). Para este análisis en Uceira se consideraron supervivientes todos los potros que fueron retirados a finales de otoño. La muestra totalizó 52 yeguas: 38 en Campelo y 14 en Uceira.

4.4.8. Estructura social de los ponis y sus consecuencias

Describimos la estructura social de los ponis de Campelo, de una forma cualitativa y mediante técnicas cuantitativas de análisis de la estructura social de las poblaciones animales (Whitehead 2008a). Este segundo análisis proporciona una caracterización social de la población estudiada y también parámetros sociales de los individuos, lo que resulta útil para el

posterior análisis de la influencia de características sociales en el éxito reproductor de cada yegua.

Para describir la estructura social de los ponis se analizaron las observaciones realizadas a lo largo de 60 muestreos (ap. 4.2.8.), mayo de 2006 a octubre de 2008. En cada muestreo fue localizado un promedio del 93% de los adultos (ap. 4.2.8.: Tabla 15 y Anexo II).

Los análisis fueron realizados con el total de la población adulta, exceptuando 2 yeguas que permanecieron en el monte menos de 4 meses, ($n = 54$). En los análisis anuales, la población supervisada (Tabla 26) varió entre 51 ponis en 2007 y 53 en 2006 y 2008, incluidos en este último año los subadultos nacidos en 2006. Cada poni estaba identificado con un código de identificación alfanumérico (ap. 4.2.7.).

Tabla 26. Detalle por años biológicos de la muestra de ponis empleada en los análisis sociales. ^(a) En 2008 se incluyeron en la muestra los 7 subadultos nacidos en 2006. Los subadultos del año anterior no se emplearon en los análisis.

Año	Periodo	Garañones	Yeguas	Total (N)	Subadultos
2006	Mayo06-abril07	3	50	53	0
2007	Mayo07-abril08	3	48	51	8
2008	Mayo08-dic09	3	43	53 ^a	7 (2006) 14 (2007)

El estudio de la estructura social de una población se basa en la descripción de las relaciones que se dan entre sus miembros (Whitehead 1997). Estas relaciones se pueden analizar por medio de las interacciones entre sus individuos, que se definen como acciones dirigidas hacia otro animal (Whitehead 2009b). Como las interacciones son difíciles de observar en muchas especies, en su lugar se analizan asociaciones (Whitehead 2009b). Los trabajos recientes sobre el comportamiento social de caballos o ponis se basan en las interacciones que se producen entre ellos (Cameron *et al.* 2009, Heitor y Vicente 2010). En el presente trabajo hemos analizado la estructura social por medio de las asociaciones entre ponis, igual que en los realizados con asnos salvajes asiáticos *Equus hemionus* (Rubenstein *et al.* 2007, Sundaresan *et al.* 2007). Dos individuos se consideran asociados cuando están en una situación en la que puede tener lugar una interacción entre ellos (Whitehead 2008a). Para definir los grupos hemos considerado la táctica del grupo, “the gambit of the group”, (Whitehead y Dufault 1999,

Whitehead 2008a, Franks *et al.* 2010)(Whitehead y Dufault 1999), es decir asumimos que todos los individuos pertenecientes a un grupo espacio-temporal están asociados.

Los datos sobre grupos observados fueron analizados mediante la versión compilada del programa SOCPROG ver. 2.4. (Whitehead 2009a, 2009b). Como unidad temporal de análisis o *periodo de muestreo* (Whitehead 2008a) se consideraron los muestreos de seguimiento de ponis (ap. 4.2.8.).

Como índice de asociación entre ponis se utilizó el índice de la tasa simple o *Simple Ratio Index* (J. R. Ginsberg y T. P. Young (1992) en Whitehead y Dufault 1999), *SRI* en adelante, que se calcula como:

$$SRI = \frac{X}{X + Y_{AB} + Y_A + Y_B}$$

donde X es el número de periodos que encontramos asociados a los individuos A y B.
 Y_A es el número total de periodos que observamos al individuo A
 Y_B es el número total de periodos que observamos al individuo B
 Y_{AB} es el número de periodos que encontramos a los individuos A y B no asociados.

Mediante SOCPROG se obtuvo en primer lugar la *matriz de asociaciones*, que recoge los índices de asociación *SRI* de cada poni con los demás. Estos índices de asociación constituyen una estimación de la proporción de tiempo en que dos individuos aparecen asociados (Whitehead 2008a, 2009b). Para su cálculo el análisis que realiza SOCPROG consiste en dividir el periodo de estudio en *periodos de muestreo* -muestreos en nuestro caso- y enumerar el número de periodos en los que dos animales se observaron asociados, se observaron ambos pero no asociados y se observó a uno sólo de los dos individuos (Whitehead 2008b).

De los análisis de redes sociales con SOCPROG **se extrajeron para cada poni las variables:**

- a. *Índice asociación medio (SRI medio)*: valor medio de los índices de asociación que cada poni posee con cada uno de los demás individuos. Un índice de asociación medio alto indica que suele observarse asociado con otros ponis.
- b. *Índice de asociación máximo (SRI máximo)*: valor máximo de los índices de asociación que cada poni posee con los demás. Una yegua con un índice de asociación máximo muy alto tiene por lo menos un poni, generalmente otra

yegua, con la que ha pasado una gran parte de su tiempo y se puede considerar que ambos poseen una asociación fuerte.

- c. *Suma de índices de asociación (ΣSRI)* con cada uno de los demás ponis.
- d. *Tamaño típico del grupo (TTG)*: tamaño medio del grupo experimentado por un individuo (Whitehead 2008a), se calcula como la suma de todos sus índices de asociación con los demás individuos más uno (Whitehead 2008a, 2009b).
- e. *Índice de asociación con el macho ($SRI M$)*: se obtuvo para cada yegua como el índice de asociación con el garañón de la manada a la que pertenece o, lo que es lo mismo, el índice de asociación máximo de los experimentados con cada uno de los tres garañones. Indica el porcentaje de periodos de muestreo que han sido observados en el mismo grupo.

El índice de asociación máximo es una medida de la tendencia de una yegua a mantener asociaciones fuertes y estables. El índice de asociación medio, la suma de índices de asociación y el tamaño típico del grupo son medidas del *gregarismo* de las yeguas o de su tendencia a asociarse con otros individuos y de la importancia de estas asociaciones. Se obtuvo una variable que denominamos *sociabilidad* como el producto del índice de asociación máximo de cada yegua por su tamaño típico de grupo ($SRI_{max} * TTG$). Un valor alto de esta variable indica que la yegua está muy integrada, con una fuerte asociación, en un grupo numeroso. Se calcularon estas variables para el periodo de estudio total y para cada año por separado.

Las variables anteriores hacen referencia a las características sociales individuales de los ponis. Posteriormente realizamos otros análisis para caracterizar la estructura social de la población.

Se realizó un *test de Mantel* con SOCPROG (Whitehead 2008a, 2009a) para comprobar la hipótesis de que las tasas de asociación dentro de las manadas y entre manadas son similares, lo que sucede si los valores de t y de la matriz de correlación son positivos y $P > 0,975$ (Whitehead 2009a). Este análisis se realizó para el total de los datos y para cada año, sin considerar subadultos.

Se realizó también con SOCPROG una *prueba de compañías preferidas y evitadas* para determinar si los ponis adultos se asocian de manera aleatoria entre ellos o si, por lo contrario, existen compañías que prefieren o que evitan, lo que indica una estructura social estable (Whitehead 2009b). Para realizar este test se permutaron 1.000 veces grupos en los muestreos, creando así una matriz permutada de asociaciones aleatorias. Esta prueba proporciona la comparación entre los valores observados y aleatorios de la media del SRI , la desviación

estándar (SD), el coeficiente de variación (CV) y el porcentaje de SRI distintos de cero, entre otros (Whitehead 2009a). Si existen asociaciones preferidas y evitadas SD y CV serán mayores para los índices de asociación reales que para los aleatorios y el porcentaje de índices de asociación distintos de cero será menor en los datos reales (Whitehead 2009b). Los valores esperados son significativamente mayores o menores que los aleatorios a un nivel de probabilidad de $P \leq 0,05$, de forma que si son mayores $P > 0,075$ y si son menores $P < 0,025$ (Lusseau *et al.* 2003, Whitehead 2009a).

Se realizó un *análisis clúster*, representando gráficamente los resultados en un *dendrograma*. Para determinar el método más apropiado de agrupamiento de los datos, que puede ser el de enlace promedio o el de Ward (Whitehead *et al.* 2008a), se examinó el ajuste del clúster a los datos mediante el coeficiente de correlación cofenético, eligiendo el dendrograma que proporcionaba un mayor valor para este coeficiente (Whitehead 2009a). Se distinguieron distintos niveles de agrupamiento a partir de los gráficos de bifurcaciones acumuladas (Wittemyer *et al.* 2005) o gráfico de nodos (Whitehead 2009a), identificando los nodos o puntos del dendrograma donde la tasa de bifurcaciones antes y después cambia significativamente (Wittemyer *et al.* 2005).

Se obtuvieron *sociogramas* de cada año biológico mediante el programa Netdraw v.2.091 (Borgatti 2002) que permitieron la representación gráfica de redes sociales. En los sociogramas los individuos se presentan como puntos, unidos por líneas que indican la fuerza de las asociaciones o el valor de los SRI (Whitehead 2008).

Para determinar la estabilidad temporal de las asociaciones entre yeguas, se calcularon *Tasas de Asociación por Lapsos* o *Lagged Association Rates* (LAR), mediante el programa SOCPROG (Whitehead 2009a, b). La LAR es la probabilidad de que dos individuos que están asociados en un momento determinado lo sigan estando τ lapsos de tiempo después (Whitehead 1995, 2009a, b). La LAR para una población se calcula como la media de las LAR entre todas las asociaciones existentes en la población (Whitehead 2008a). Para estos análisis también se utilizaron los muestreos como *periodo de muestreo* y en el análisis se introdujo un valor de la media móvil por encima de 1.000 asociaciones. Se comparó la LAR de la población de yeguas con la *Tasa de Asociación Nula*, o LAR teórico si la población se asociara aleatoriamente (Whitehead 2009b). Se ajustaron diversos modelos para caracterizar la estabilidad temporal de la población (Whitehead 1995), el modelo que mejor describía la dinámica temporal se eligió por su menor criterio de información quasi-Akaike (QAIC) (Whitehead 2007).

Posteriormente analizamos la influencia de las características sociales de las yeguas en la supervivencia de sus potros. Este análisis se realizó para las 38 yeguas (Anexos VII y VIII) de las que fue posible realizar un seguimiento de la supervivencia de sus potros durante todo el periodo, porque permanecieron en el monte de forma continuada y sus potros no fueron retirados (ap. 4.4.7.).

Para la muestra de 38 yeguas, se realizó un análisis de correlación de las variables índice de asociación medio (*SRI medio*), índice de asociación máximo (*SRI máximo*), suma de índices de asociación (ΣSRI), tamaño típico del grupo (*TTG*), índice de asociación con el macho (*SRI M*) y sociabilidad ($SRI_{max} * TTG$) con las variables índice de supervivencia de los potros (*I. sup.*) e índice de éxito reproductor (*I. éxito*). Se empleó el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman (Dytham 2003). Se realizó una representación gráfica de estas variables sociales en diagramas de cajas y bigotes clasificando las yeguas en dos grupos según su *I. sup.* y su *I. éxito*, aplicando una prueba de Mann-Whitney para estudiar la existencia de diferencias significativas entre grupos.

Se realizaron análisis de supervivencia de Kaplan-Meier de los potros según las características sociales de las yeguas en el año biológico de nacimiento de cada potro considerado. Para esto, se clasificaron las yeguas según su *SRI medio* ($\leq 0,15$; $> 0,15$), *SRI máximo* ($\leq 0,63$; $> 0,63$), *SRI M* ($\leq 0,40$; $> 0,40$) y *TTG* (≤ 9 ; $> 9,19.5$).

Para analizar relación entre la estabilidad temporal de las relaciones sociales de las yeguas y el índice de supervivencia de los potros, se dividieron las yeguas en dos grupos: a) las que sacaron adelante más del 50% por ciento de los potros (*I. sup.* $> 0,5$); b) las que sacaron adelante el 50% o menos de los potros (*I. sup.* $\leq 0,5$). Se representaron las LAR de los dos tipos de yeguas a lo largo de los periodos de muestreo. La muestra para este análisis fue de 34 yeguas, pues no se consideraron 4 yeguas que se cambiaron de manada tras perder su potro, ya que su inestabilidad temporal fue provocada por la pérdida y si las consideráramos estaríamos introduciendo un sesgo en los resultados.

4.4.9. Depredación sobre el ganado vacuno semiextensivo: impacto, estacionalidad y edades de los terneros depredados

De las 33 explotaciones estudiadas (ap. 4.1.3.-Tabla 9), 16 de ellas habían sufrido bajas de terneros por depredación por lobo durante el periodo 2003-2008 (Tabla 27) y 11 de éstas

también las habían tenido durante 2006-2008, coincidiendo con la realización del estudio sobre los ponis. Tuvimos noticia de un total 67 ataques centrados en 16 explotaciones. De 42 de estos ataques estaba documentada la fecha y de 35 la edad de los terneros (Tabla 27).

Se obtuvo la distribución mensual de la depredación como el porcentaje de terneros depredados cada mes sobre el total de la muestra para el periodo 2003-2008 ($n = 42$), así como para 2006-2008 ($n = 32$). Se comparó la distribución mensual de la depredación sobre los terneros durante el periodo 2006-2008 con la distribución mensual de la depredación sobre los potros durante ese mismo periodo, utilizando el coeficiente de correlación no paramétrica r de Spearman ($n = 12$). Utilizando este mismo estadístico, se analizó la correlación entre las distribuciones estacionales de la depredación sobre terneros y sobre potros para el periodo 2006-2008 ($n = 12$).

Tabla 27. Relación de explotaciones de ganado vacuno semiextensivo que sufrieron ataques de lobos a terneros durante el periodo 2003-2008, con detalle del número de ataques. En 10 de ellas conservaban documentación con la fecha del suceso y con la edad de los terneros.

Explotación		n ataques	Fecha ataque		Edad muerte	
Nº	Nombre		Exacta	Sólo mes	En días	Sólo meses
2	Rañón	3				
3	Aldea de Arriba	2	1	1	1	1
6	Os Regos.Veiga	2				
8	Os Regos.Josefa	1	1			1
9	Monteagudo. Pepe	2				
11	Enclavado Campelo	1	1		1	
12	A Pallota	7	4	3	7	
13	Quenllo	1				
15	Freirías	9	0	2	2	
17	As Abeleiras	7	4		1	
18	Androeira-As Lamas	2				
19	Guntín	14	14		14	
20	A Travesa	2	2		1	
21	Pedrido	10	8		5	
22	Casanova	3				
29	As Abilleiras	1	1		1	
Total		67	36	6	33	2

Se calculó la distribución de los ataques según la edad de los terneros depredados. En los terneros depredados durante su primer mes de vida, se obtuvo asimismo la distribución de los ataques por semanas de edad, así como la edad media de los terneros muertos con un mes de vida o menos.

Calculamos la tasa de depredación en el conjunto de las 5 explotaciones en las que conocíamos el número de terneros nacidos en el periodo de estudio (Tabla 18). Esta tasa se calculó para el periodo 2003-2008 como el número de terneros que murieron depredados entre el número de terneros nacidos. Para este cálculo se consideraron los 29 ataques en Guntín y Varela (Tabla 27). Como no conocíamos el número de terneros nacidos en las explotaciones de Varela en 2004 (Tabla 18) se estimó como la media de los nacidos en el resto del periodo.

Calculamos el impacto anual de la depredación como el número de terneros depredados por cada 100 vacas, para el conjunto de la cabaña estudiada y para cada explotación. Para esto multiplicamos el número de terneros nacidos de cada 100 vacas (tasa de partos en porcentaje) por la tasa de depredación. Se comparó esta tasa con la de ponis depredados por cada 100 yeguas (ap. 4.4.6.).

4.4.10. Características espaciales de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo

Se obtuvieron las características espaciales de las explotaciones y de su hábitat mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) creado con ArcView GIS 3.2 (Environmental Systems Research Institute Inc. 1992-1995).

Los límites de las parcelas de cada explotación, digitalizadas con AutoCAD (ap. 4.2.13.), se incorporaron como polígonos a ArcView, creándose un tema o capa con las parcelas de todas las explotaciones, cada una de ellas identificada mediante su número de explotación y de parcela. Se obtuvo el perímetro exterior total de las parcelas para cada explotación como la suma de los perímetros exteriores de cada una de las parcelas, sin incluir los límites entre parcelas adyacentes de la misma explotación. Se calculó el cociente entre el perímetro exterior de las parcelas de la explotación y la superficie total de la misma.

Posteriormente se incorporaron al SIG las hojas 71 (completa), 72 (1 y 2), y 96 (2) del Sistema de Información y Ocupación del Suelo de España (SIOSE), proporcionadas en

formato *ESRI Shapefile* por el Sistema de Información Territorial de Galicia (Sociedade para o Desenvolvemento Comarcal de Galicia). Se clasificaron las múltiples categorías del SIOSE en las siguientes: bosque, matorral, prados, mosaico de prados, suelo desnudo, suelo urbano, suelo de infraestructuras, suelo de uso industrial y agua. Se crearon *buffers*, o áreas de influencia, de 100 m con la extensión X Tools (DeLaune 1999) alrededor de cada una de las parcelas de cada explotación, asignándole a cada buffer el nombre y número de la explotación. La figura 38a muestra un ejemplo de los buffers de 100 metros creados en torno a las parcelas de las explotaciones y etiquetados mediante el número de la explotación a la que pertenece cada parcela. A estos buffer se les asignaron los datos de vegetación obtenidos del SIOSE, realizándose una intersección con X Tools para asignar a cada buffer de 100 metros los datos del SIOSE. En la figura 38b se recoge un ejemplo para algunas explotaciones. Se obtuvo el porcentaje de bosque en este buffer de 100 m alrededor de cada explotación. Empleando la capa del SIOSE también se calculó el porcentaje de bosque dentro de los límites de la explotación, es decir en el interior de las parcelas.

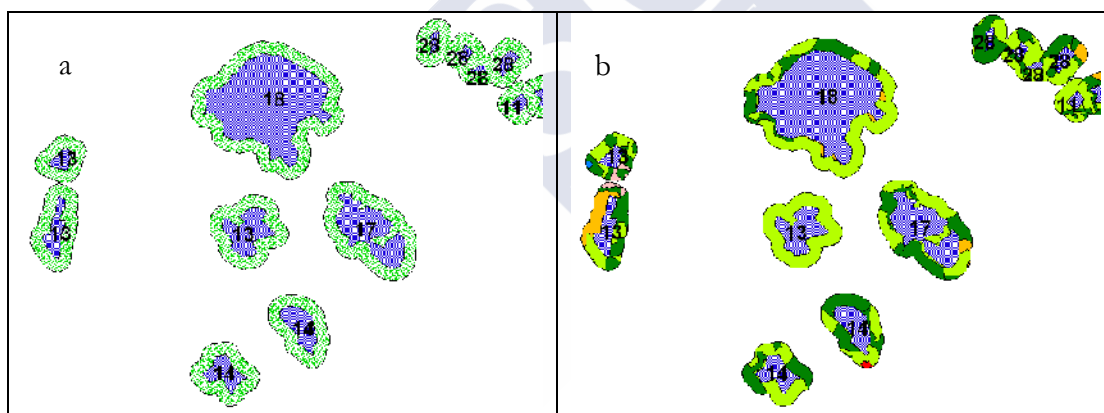


Fig. 38. (a) *Buffers* o áreas de influencia (de 100 m) creadas en torno a cada explotación; cada parcela (en azul) figura etiquetada con su correspondiente número de explotación. (b) Mediante una intersección con X Tools entre la capa de *buffers* y la del SIOSE, fueron asignados los datos de vegetación a los buffers: verde claro representa prados, verde oscuro bosque, naranja matorral y rojo núcleos de población.

Se calculó el número de núcleos de población incluidos en los buffer de 100, 500 y 1.000 m alrededor de cada explotación, empleando la extensión Count Points in Polygons (Zhou 2000). Utilizamos un *shapefile* de puntos con los núcleos de población, eliminando previamente aquellos de los que teníamos la certeza que se hallaban deshabitados. Para cada explotación también se obtuvo la distancia máxima en metros al núcleo de población más próximo, es decir,

desde el punto más remoto de las parcelas que componen la explotación. Se realizó un análisis de distancias usando Arcview Spatial Analyst para crear un *ráster* que representase la distancia de cada punto del terreno al núcleo de población más próximo. Este *ráster* se reclasificó y se convirtió a *shapefile*, obteniéndose un tema de polígonos, cada uno de los cuales tenía asociado el valor de su distancia al núcleo de población más próximo (DNPMP), concretamente la marca de clase de un rango de distancias con amplitud 100 m. Con una operación de identidad (X Tools) entre ese tema y el de las explotaciones se asignaron los valores de DNPMP a las parcelas, después de lo cual se identificaron las zonas más remotas de cada explotación y su DNPMP. También se calculó la distancia desde el centro de masas de las parcelas de la explotación al núcleo de población más cercano, mediante la extensión Nearest Features v. 3.8b (Jenness 2007), obteniéndose previamente los centros de masas con la extensión Center of Mass v1b (Jenness 2006).

Se calcularon los índices de abundancia de corzo y jabalí por cuadrícula de 1.000 m² como la suma de todos los rastros registrados en la cuadrícula divididos entre el número total de paradas realizadas en la misma, multiplicadas por los 100 m de pista prospectados por parada y divididos entre 1.000 para obtener el resultado en rastros por km de pista (ap. 4.4.3.). La tabla con estos índices de abundancia se vinculó a un *shapefile* de cuadrículas del sector, considerándose únicamente las muestreadas en más de dos prospecciones. De esta forma se creó un mapa de índices de abundancia para cada una de estas dos especies.

Asimismo, se obtuvo un índice kilométrico de abundancia (IKA) de lobo por cuadrícula, considerándose, también en este caso, las cuadrículas muestreadas en más de dos prospecciones. Para ello se asignó a cada cuadrícula el número de excrementos de lobo que se localizaron en ella mediante la extensión Count Points in Polygons y se calculó el IKA como número de excrementos entre la suma de los kilómetros recorridos en la cuadrícula.

Se realizó una operación de identidad (X Tools) entre las capa de índices de abundancia de corzo, jabalí y lobo, y la capa con el buffer de 100 m en torno a las explotaciones (ver ejemplo para corzo en Fig. 39). De esta forma, se asignaron a cada *buffer*, las cuadrículas que intersecaban con su correspondiente valor de índice de abundancia para cada una de las especies, obteniéndose tantos polígonos en el buffer como cuadrículas intersecadas. De estos, se eliminaron los polígonos correspondientes a cuadrículas con menos del 2% de su superficie incluida en el buffer. Se calculó el índice de abundancia de corzo, jabalí y lobo en cada explotación como la media de los índices de abundancia de las cuadrículas intersecadas en más de un 2% de su superficie por el buffer de 100 m en torno a las parcelas de la explotación. Así, en el ejemplo de la figura 39, el índice de abundancia de corzo de la explotación 2 se obtuvo

como la media entre los índices de abundancia de las 6 cuadrículas intersecadas por su *buffer*, una vez eliminadas las que tienen menos del 2% de su superficie incluida en el *buffer* ($IKA = 0,93 = 0,7+2,0+0,0+1,0+0,3+1,6/6$); por su parte, el índice de abundancia de corzo en la explotación 32, será la media entre los índices de abundancia de las dos cuadrículas que intercepta su *buffer* ($IKA = 2,55 = (3,1+2,0)/2$), sin considerar las dos cuadrículas del este, de las que no dispusimos datos de abundancia de fauna.

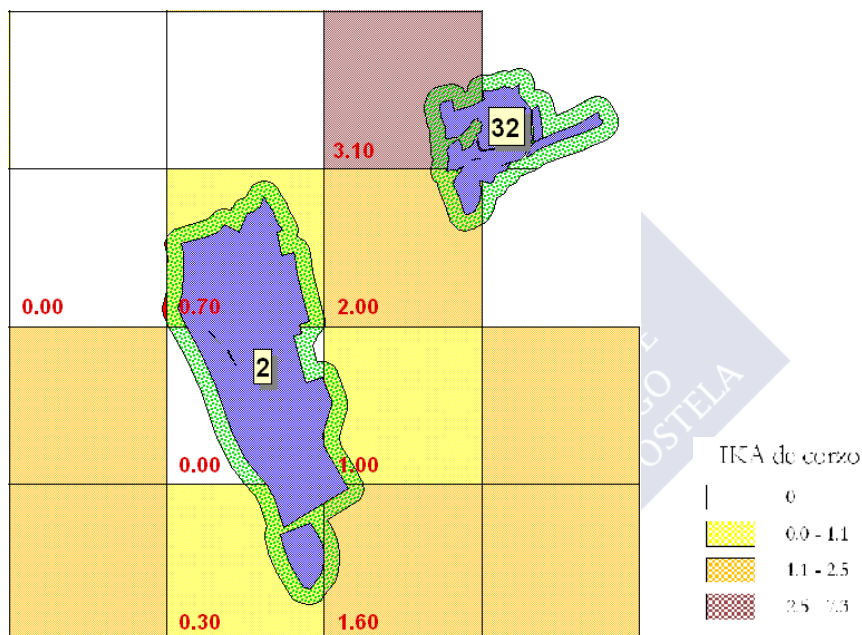


Fig. 39. Explicación del cálculo del IKA de corzo de cada explotación. En azul se representan las explotaciones 2 y 32. Las cuadrículas UTM se simbolizan por su índice kilométrico de abundancia de corzo según la leyenda.

4.4.11. Factores de vulnerabilidad de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo a la depredación por lobo

Fueron analizadas 33 explotaciones (Tabla 9.- ap. 4.1.3). Se construyó una base de datos con la información obtenida previamente en la revisión realizada sobre las explotaciones (ap. 4.2.13) y el posterior trabajo con el SIG (ap. 4.4.10), para comparar entre sí las características de las explotaciones sin depredación (17) y con depredación (16)

Se consideraron las siguientes variables continuas:

1. Número de cabezas adultas, incluyendo vacas y toros.
2. Superficie (ha): superficie del conjunto de parcelas de la explotación.
3. Número de vacas.
4. Número de cabezas adultas por ha.
5. Número de vacas por toro.
6. Superficie máxima de la parcela (ha): superficie de la parcela más grande que utiliza el rebaño simultáneamente.
7. Porcentaje de bosque en un buffer de 100 m alrededor de la explotación.
8. Porcentaje de bosque dentro de los límites de la explotación, es decir en las propias parcelas.
9. Número de núcleos de población incluidos en el buffer de 100 m alrededor de la explotación.
10. Número de núcleos de población incluidos en el buffer de 500 m alrededor de la explotación.
11. Número de núcleos de población incluidos en el buffer de 1.000 m alrededor de la explotación.
12. Distancia máxima (m) al núcleo de población más próximo (NPMP), es decir, desde el punto más remoto de las parcelas que componen la explotación.
13. Distancia del centroide de la explotación al NPMP (m), es decir, desde el centro de masas de las parcelas de la explotación al núcleo de población más cercano.
14. IKA de corzo
15. IKA de jabalí.
16. IKA de lobo.
17. Perímetro (m): suma de las longitudes de los perímetros de las parcelas que forman la explotación.
18. Perímetro/superficie parcelas (m/ha): perímetro en relación con la superficie de la explotación.

Se consideraron las siguientes variables categóricas.

1. Superficie de la parcela máxima, considerándose las categorías <8 ha y ≥ 8 ha.
2. Número de vacas, considerándose las categorías ≤ 30 vacas y >30 vacas.
3. Raza principal de vacas, se asignó a aquella a la que pertenecían $>50\%$ de las vacas de la explotación, considerándose Cachena, Limusina, Rubia y sus cruces, y otras.
4. Presencia-ausencia de raza Fleckvieh.
5. Presencia-ausencia de raza Cachena.

6. Raza del toro se consideró la del que había estado en la explotación la mayor parte de los años previos (2003-2008), considerándose las siguientes categorías: sin toro, Cachena, Limusina y sus cruces, Rubia y sus cruces, otras.
7. Vacas con cuernos: consideramos una explotación de vacas con cuernos cuando $\geq 40\%$ de las vacas los tenían.
8. Antigüedad de la explotación: años desde que la explotación comenzó a funcionar con el manejo actual, se clasificaron las explotaciones en ≤ 10 años y > 10 años.
9. Edad a la que eran retirados los terneros: ≥ 6 meses y con < 6 meses.
10. Cohesión I es una medida del grado de cohesión que considera si se han incorporado vacas, compradas, a la explotación durante los últimos cinco años.
11. Cohesión II es una medida del grado de cohesión que hace referencia a si el rebaño se encontraba fraccionado en grupos y se intercambian animales entre esos grupos.
12. Frecuencia con la que se vigilaba el rebaño, se consideró diaria o menor.

Se realizó un análisis univariante para determinar qué variables estaban relacionadas con que las explotaciones sufrieran depredación. Para analizar las diferencias en variables continuas entre explotaciones con depredación y sin depredación, se empleó la prueba no paramétrica *U* de Mann-Whitney (Dytham 2003). Para las variables categóricas se emplearon tablas de contingencia y el estadístico χ^2 de Pearson, utilizando la corrección por continuidad de Yates y calculando el riesgo asociado a cada categoría en el caso de tablas 2x2; utilizamos el Estadístico Exacto de Fisher cuando la frecuencia esperada era menor que 5 en más del 20% de las celdas (Pardo y Ruiz 2002, Pallant 2005).

Se realizó una regresión logística (Pallant 2005) utilizando la presencia ausencia de depredación como variable dependiente y como variables independientes se seleccionaron aquellas que en los análisis univariantes mostraron diferencias significativas entre explotaciones con depredación y sin depredación y aquellas cuyos estadísticos descriptivos apuntaban cierta diferencia aunque no resultara significativa.

5. RESULTADOS

5.1. Hábitos alimentarios del lobo

5.1.1. Composición de la dieta

Sobre la muestra de 2.740 excrementos, se pudo identificar el tipo de alimento o la especie consumida en el 94,6% de los casos. El porcentaje restante, 149 excrementos, contenía exclusivamente materia indiferenciada, tierra, *Brachypodium sylvaticum* (ap. 4.4.2.) o fragmentos de hueso no identificables, siendo clasificado su contenido como “alimentos indeterminados”. En el 93,4% de los excrementos se observó un único tipo de alimento, incluyendo en este porcentaje los no identificados, en el 6,3% dos y en el 0,3% tres, por lo tanto la muestra total de alimentos consumidos asciende a 2.929.

Fueron identificadas un total de 16 especies de mamíferos, 3 de aves y 3 de frutos. Para el conjunto de la dieta se obtuvo un índice de diversidad de Shannon de $H' = 3,037$ y un índice de dominancia de Simpson de $D = 0,147$.

Las especies detectadas en los excrementos se agruparon, según lo explicado en la tabla 19 (ap. 4.4.1.), en: 1) ungulados silvestres; 2) ponis salvajes; 3) ungulados domésticos, o ganado disponible como presa; 4) carroña, constituida por especies ganaderas no expuestas a la depredación; 5) otros mamíferos; y 6) frutas. Para algunos análisis, ungulados silvestres, domésticos y ponis salvajes se han agrupado en la categoría ungulados, mientras que cerdo, aunque también es un ungulado, se ha incluido en el grupo de carroña, por no vivir libre en el campo dentro del área de estudio.

Tabla 28. Dieta del lobo detallada por sectores: VDE (Val do Eume), CDG (Centro de la Dorsal Gallega) y SMC (Sur Macizos Centrales). Se expresa en frecuencias de aparición absolutas (n) y relativas (F_a %). La total además se expresa en frecuencia de aparición absoluta (n), homogeneizando la contribución de los tres sectores (n -homog.) (ap. 4.4.1.) y relativa media entre los tres sectores ($Media F_a$ %), con su coeficiente de variación (CV). n es el número de excrementos analizados y N es el número total de casos sobre los que se calculan las frecuencias de aparición ($N = \sum n_i$).

TIPOS DE ALIMENTO (Especies)	VDE		CDG		SMC		Total		<i>Media</i> <i>F_a</i> (%)	<i>CV</i> (%)
	<i>n</i>	<i>F_a</i> (%)	<i>n</i>	<i>F_a</i> (%)	<i>n</i>	<i>F_a</i> (%)	<i>n</i>	<i>n</i> -homog.		
Jabalí <i>Sus scrofa</i>	7	2,28	23	2,07	285	18,86	315	227	7,74	124,52
Corzo <i>Capreolus capreolus</i>	41	13,36	71	6,39	741	49,04	853	672	22,93	99,79
Ciervo <i>Cervus elaphus</i>	1	0,33	--	--	36	2,38	37	26	0,90	143,10
Total ungulados silvestres	49	15,96	94	8,46	1.062	70,28	1205	925	31,57	106,87
Poni <i>Equus ferus atlanticus</i>	114	37,13	377	33,93	--	--	491	694	23,69	86,87
Total ponis salvajes	114	37,13	377	33,93	--	--	491	694	23,69	86,87
Burro <i>Equus asinus</i>	--	--	6	0,54	--	--	6	5	0,18	173,21
Vaca <i>Bos taurus</i>	60	19,54	260	23,40	10	0,66	330	426	14,54	83,72
Cabra <i>Capra hircus</i>	24	7,82	40	3,60	25	1,65	89	128	4,36	72,30
Oveja <i>Ovis aries</i>	9	2,93	49	4,41	62	4,10	120	112	3,82	20,46
Total ungulados domésticos	93	30,29	355	31,95	97	6,42	545	670	22,89	62,42
Total ungulados	256	83,39	826	74,35	1159	76,70	2241	2289	78,15	6,00
Cerdo <i>Sus domestica</i>	9	2,93	145	13,05	67	4,43	221	199	6,81	80,24
Conejo <i>Oryctolagus cuniculus</i>	3	0,98	13	1,17	21	1,39	37	35	1,18	17,51
Gallina <i>Gallus gallus</i>	0	0,00	1	0,09	91	6,02	92	60	2,04	169,39
Otras aves	1	0,33	0	0,00	9	0,60	10	9	0,31	97,11
Material de basurero/lodos	9	2,93	0	0,00	3	0,20	12	31	1,04	157,01
Total carroñas	22	7,17	159	14,31	191	12,64	372	333	11,37	32,86
Perro <i>Canis familiaris</i>	6	1,95	28	2,52	19	1,26	53	56	1,91	33,10
Tejón <i>Meles meles</i>	3	0,98	11	0,99	5	0,33	19	22	0,77	49,20
Liebre <i>Lepus granatensis</i>	0	0,00	13	1,17	7	0,46	20	16	0,54	108,23
Micromamíferos	3	0,98	4	0,36	5	0,33	12	16	0,56	65,65
Total otros mamíferos	29	9,45	125	11,25	99	6,55	253	266	9,08	26,10
Uvas <i>Vitis vinifera</i>	--	--	--	--	61	4,04	61	39	1,35	173,21
Otras frutas	0	0,00	1	0,09	1	0,07	2	2	0,05	89,57
Total Frutas	0	0,00	1	0,09	62	4,10	63	41	1,40	167,66
Alimentos indeterminados	17	5,54	69	6,21	63	4,17	149	155	5,31	19,60
Total casos (N)	307	100,00	1.111	100,00	1.511	100,00	2.929	2.929	100,00	

Los ungulados constituyeron el alimento más frecuente en cada uno de los sectores (F_a media = 78,15%). Los ungulados silvestres (F_a media = 31,57%) y los ponis salvajes (F_a media = 23,69%) fueron las categorías con mayor frecuencia de aparición en los excrementos, los

primeros debido a su gran importancia en SMC y los segundos por su alta prevalencia en VDE y CDG. Ungulados silvestres y ponis salvajes sumaron un 55,26% de frecuencia media de aparición en la dieta. A estos dos grupos, les siguen los ungulados domésticos (22,89%) y la carroña (11,37%). De entre las especies silvestres, la más importante fue corzo seguida de jabalí, ambas estuvieron representadas en la dieta de los tres sectores. Los ponis salvajes fueron la especie más consumida en los sectores del norte y centro de Galicia -VDE y CDG-. Entre los ungulados domésticos, vaca fue la especie más frecuente en la dieta, debido a su alta frecuencia de aparición en VDE y CDG. Las carroñas, especialmente de cerdo en VDE y CDG, y gallina en SMC, suponen un importante complemento de la dieta. Ponis salvajes y ciervos están ausentes respectivamente en SMC y CDG (Tabla 28).

En la dieta del lobo también aparecieron, aunque en pequeña cantidad, otras especies de mamíferos, como perro, tejón, liebre, e incluso alguna de micromamíferos, pero la importancia total del conjunto de estas presas no superó el 12% en ninguno de los tres sectores (Tabla 28). Los micromamíferos únicamente alcanzaron una frecuencia de aparición del 0,57%. Seis de los 12 micromamíferos detectados pudieron ser identificados, perteneciendo a 3 géneros distintos (Tabla 29).

Tabla 29. Detalle sobre micromamíferos detectados en los excrementos.

Especies	VDE	CDG	SMC	Total
<i>Sorex</i> sp.			1	1
<i>Apodemus sylvaticus</i>			2	2
<i>Microtus</i> sp.	2			2
Micromamíferos no identificados	1	4	2	7
Total	3	4	5	12

Además de gallina, en SMC se detectó la presencia de otras aves domésticas como avestruz (*Struthio camelus*) (n = 8) y pavo (*Meleagris gallopavo*) (n = 1). En VDE fueron detectados restos de una especie de ave sin identificar, como especie secundaria en uno de los excrementos.

Cuando los excrementos contenían materia indiferenciada mezclada con restos de plásticos, papeles, cuerdas, etc., se asignó su contenido a basura. Algunos excrementos de VDE contenían lodos, residuos de industrias cárnicas que, mezclados con otras sustancias, se utilizaban como enmiendas orgánicas en la restauración del suelo en la Escombrera de la Mina

de As Pontes (Gil *et al.* 2003). Los lobos fueron observados varias veces por los trabajadores de la Escombrera alimentándose en los acopios de lodos.

Entre los frutos consumidos, las uvas constituyeron una fuente importante de alimento en SMC ($F_a = 4,04\%$), única localidad de las estudiadas donde se cultiva la vid. El 97% de los frutos consumidos fueron uvas. Además, se detectaron fragmentos de manzana (*Malus domestica*) en un excremento de CDG y de castañas (*Castanea sativa*) en otro de SMC.

Sobre 136 muestras analizadas de huesos y pezuñas de corzo, se observó que el 21,3% pertenecían a juveniles, mientras que sobre 36 muestras de jabalí el porcentaje de crías detectadas fue del 44,4%. El porcentaje de crías de corzo fue de 53,8% sobre 13 muestras de huesos y pezuñas analizadas en VDE, de 18,8% sobre 117 muestras en SMC y de 0% sobre 6 muestras en CDG. El porcentaje de crías de jabalí detectadas fue 48,5% en SMC ($n = 33$), en VDE no se analizaron y en CDG ($n = 3$) no se detectaron.

5.1.2. Diferencias geográficas

En el apartado anterior hemos descrito la dieta del lobo en el conjunto del área de estudio (Galicia). En este apartado comparamos la dieta entre los tres sectores: VDE, CDG y SMC (Tabla 28 y Fig. 40).

Comparando las dietas, en función de los alimentos más frecuentes, entre sectores dos a dos, se obtuvo que VDE y CDG presentaron un índice de similitud de Morisita-Horn muy alto ($C_{M-H} = 0,95$), mientras que los sectores más disímiles entre sí fueron CDG y SMC ($C_{M-H} = 0,19$). Entre VDE y SMC el índice de similitud también fue bajo ($C_{M-H} = 0,31$).

Los ungulados constituyeron el grupo de especies más consumido en los tres sectores que componen el área de estudio (Tabla 28). Su aparición en la dieta fue similar en VDE (86,32%) y CDG (87,40%) ($\chi^2 = 0,163$; gl = 1; $P = 0,686$; $n = 1.418$), pero en SMC (81,14%) fue un 6% menor con respecto a VDE ($\chi^2 = 4,298$; gl = 1; $P = 0,038$; $n = 1.818$) y un 7% menor con respecto a CDG ($\chi^2 = 18,018$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 2.622$). En SMC el menor consumo de ungulados fue compensado por un mayor consumo de frutos y carroña de aves domésticas.

Sin descender a un nivel específico y teniendo en cuenta los principales grupos de alimentos (Fig. 40, Tabla 28), en los sectores situados en el Centro-Norte de Galicia (VDE y CDG) los lobos presentaron una dieta más similar entre sí. Tanto en VDE como en CDG la especie más frecuente fue poni salvaje, la cual apareció en porcentajes similares ($\chi^2 = 0,951$; gl = 1; $P = 0,329$; $n = 1.418$). Los ungulados domésticos también aparecieron con frecuencias similares en los excrementos de ambos sectores ($\chi^2 = 0,235$; gl = 1; $P = 0,628$; $n = 1.418$). Sin embargo, se observaron diferencias entre VDE y CDG en cuanto al consumo de ungulados silvestres, que fue mayor en VDE ($\chi^2 = 14,106$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 1.418$), mientras que el de carroña fue mayor en CDG ($\chi^2 = 10,396$; gl = 1; $P = 0,001$; $n = 1.418$). Los lobos de SMC presentaron la dieta más diferenciada con respecto a los otros dos sectores, con un consumo mucho mayor de ungulados silvestres ($P < 0,005$), ausencia de poni y escasa presencia de ganado: diez veces menor, tanto con respecto a VDE ($\chi^2 = 152,850$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 1.818$), como a CDG ($\chi^2 = 270,788$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 2.622$). SMC destacó asimismo por una presencia considerable de uvas en la dieta, asemejándose a CDG únicamente en el consumo de carroña ($\chi^2 = 1,287$; gl = 1; $P = 0,257$; $n = 2.622$).

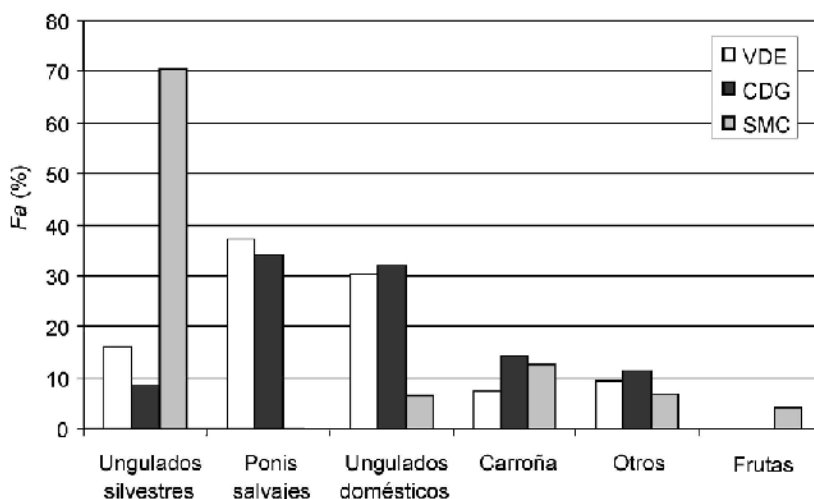


Fig. 40. Frecuencia de aparición en porcentaje (%) de los principales grupos de alimentos en los sectores: Val do Eume (VDE); Centro de la Dorsal Gallega (CDG); Sur Macizos Centrales (SMC).

El consumo de ungulados silvestres en SMC fue 4 veces mayor que en VDE ($\chi^2 = 312,703$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 1.818$) y 8 veces mayor que en CDG ($\chi^2 = 986,343$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 2.622$).

0,001; $n = 2.622$) (Tabla 28). En SMC corzo fue la especie predominante en la dieta, que prácticamente supuso el 50% del total, mientras que en los demás sectores fue considerablemente menor (VDE: $\chi^2 = 131,107$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.818$; CDG: $\chi^2 = 542,772$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 2.622$). La frecuencia de aparición de jabalí en SMC fue 8-9 veces mayor que en los restantes sectores (VDE: $\chi^2 = 50,275$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.818$ y CDG: $\chi^2 = 170,755$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 2.622$). Aunque en ambos sectores el consumo de ungulados silvestres fue escaso, en VDE fue prácticamente el doble que en CDG ($\chi^2 = 14,106$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.418$), diferencia debida al mayor consumo de corzo en VDE ($\chi^2 = 15,094$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.418$). La prevalencia de jabalí en VDE y CDG fue similar ($\chi^2 = 0,000$; $gl = 1$; $P = 0,998$; $n = 1.418$).

Poni salvaje y vaca sumaron más del 50% de la dieta en VDE (56,68%) y CDG (57,35%) ($\chi^2 = 0,020$; $gl = 1$; $P = 0,888$; $n = 1.418$), mientras que en SMC estas categorías no llegaron al 1% (VDE-SMC: $\chi^2 = 873,982$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.818$; CDG-SMC: $\chi^2 = 1.103,338$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 2.622$), debido a la ausencia de ponis y a la exigua cantidad de ganado bovino en este último sector.

El consumo de carroña fue máximo en CDG (14,31%), duplicando el de VDE (7,17%; $\chi^2 = 10,396$; $gl = 1$; $P = 0,001$; $n = 1.418$). En SMC el consumo de carroña (12,64%) fue superior que en VDE ($\chi^2 = 7,018$; $gl = 1$; $P = 0,008$; $n = 1.818$), pero similar que en CDG ($\chi^2 = 1,287$; $gl = 1$; $P = 0,257$; $n = 2.622$). En VDE la categoría carroña incluyó mayoritariamente cerdo y lodos orgánicos, mientras en CDG predominó cerdo (Tabla 28). En SMC, aunque la frecuencia de aparición de carroña fue similar que en CDG, la de cerdo fue casi tres veces menor ($\chi^2 = 60,366$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 2.622$), aunque compensada por el elevado consumo de gallina y otras aves de corral. La prevalencia de gallina en SMC fue alta, resultando esta diferencias significativa con respecto a los otros dos sectores (VDE: $\chi^2 = 18,217$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.418$; CDG: $\chi^2 = 64,816$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 2.622$).

De entre las especies domésticas, la más consumida en VDE y CDG fue vaca, que apareció en porcentajes similares en ambos sectores (Tabla 28; $\chi^2 = 1.834$; $gl = 1$; $P = 0.176$; $n = 1.418$). En SMC, vaca apareció tan sólo en 10 excrementos y su frecuencia de aparición no llegó al 1%. Por tanto, las diferencias en el consumo de vaca entre SMC y los otros dos sectores resultaron altamente significativas ($P < 0,001$).

Los ungulados domésticos más escasos en la dieta de los tres sectores fueron ovejas y cabras (Tabla 28). El ganado ovicaprino apareció con una frecuencia de 10,75% en VDE y de 8,01% en CDG ($\chi^2 = 1,959$; $gl = 1$; $P = 0,162$; $n = 1.418$). En SMC su frecuencia de aparición

resultó significativamente menor que en VDE ($\chi^2 = 9,518$; gl = 1; $P = 0,002$; n = 1.818) y que en CDG ($\chi^2 = 4,837$; gl = 1; $P = 0,028$; n = 2.622). La cabra fue más frecuente en la dieta en VDE, mientras que en CDG y SMC lo fue la oveja.

En cuanto a las otras especies menos importantes en la dieta, la aparición de perro resultó significativamente mayor en CDG que en SMC ($\chi^2 = 5,105$; gl = 1; $P = 0,024$; n = 1.818), aunque no existieron diferencias entre estos dos sectores y VDE ($P > 0,05$). La aparición de tejón fue menor en SMC que en los otros sectores ($\chi^2 = 4,891$; gl = 2; $P = 0,080$; n = 2.929), con diferencias que se aproximaron a ser estadísticamente significativas sólo con respecto a CDG ($P = 0,059$). Los micromamíferos fueron más frecuentes en la dieta de VDE (*Estadístico Exacto de Fisher*, $P = 0,233$; n = 2.929), donde observamos una loba joven intentando cazarlos. Liebre apareció con más frecuencia en CDG que en SMC ($\chi^2 = 3,344$; gl = 1; $P = 0,067$; n = 1.818); en VDE no se detectó esta especie en la dieta. El consumo de ciervo fue más alto en SMC, resultando esta diferencia significativa con respecto a VDE ($\chi^2 = 4,431$; gl = 1; $P = 0,035$; n = 1.418). SMC se distinguió de los demás sectores por un consumo destacado de uvas, centrado a finales del verano principios del otoño, que alcanzó el 4,04% constituyendo una parte importante de la dieta en el sector durante esa época.

En el gráfico simétrico resultante del análisis factorial de correspondencias (Fig. 41) se observa que los consumos de vaca, poni salvaje y tejón están asociados a CDG, los consumos de cabra y micromamíferos a VDE, y los de corzo, jabalí, ciervo, uvas y gallina con SMC. El resto de las especies no presentaron relaciones tan claras, pero se distinguió también la relación del consumo de cerdo, liebre y perro con CDG y de poni con VDE.

La dieta más diversa en cuanto a número de tipos de alimento o especies fue la de SMC, donde aparecieron 20 tipos, en CDG 15 y en VDE 15. Si, además de tener en cuenta la riqueza de especies, consideramos su abundancia proporcional en la dieta, la dieta más diversa fue la de VDE, donde el índice de Shanon resultó máximo ($H' = 2,608$), seguido de CDG ($H' = 2,582$) y SMC ($H' = 2,384$).

La dieta más equitativa, es decir mejor repartida entre los tipos de alimentos que la componen, fue la de CDG ($D = 0,195$) y la de VDE ($D = 0,201$). En SMC el índice de dominancia resultó alto ($D = 0,286$) ya que corzo constituía cerca del 50% de la dieta.

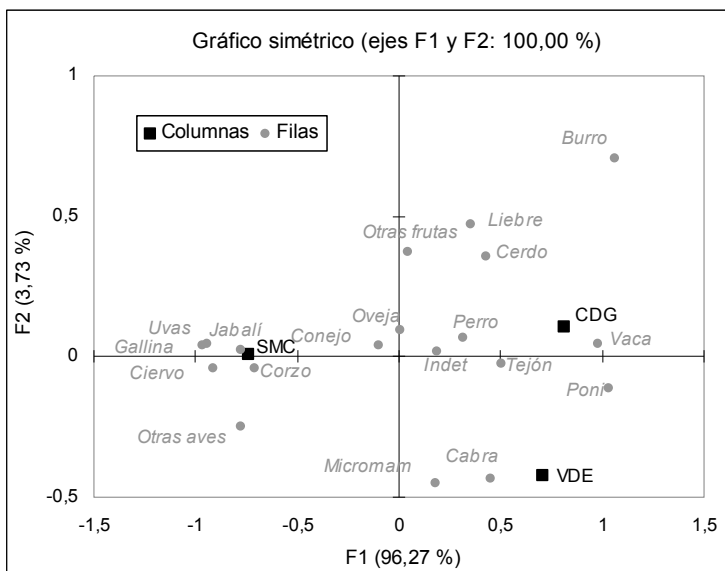


Fig. 41. Gráfico simétrico resultante del análisis factorial de correspondencias entre las especies contenidas en los excrementos (gris) y los sectores que componen el área de estudio (negro).

5.1.3. Estacionalidad

En el conjunto de la dieta del lobo en Galicia, la frecuencia de aparición de ungulados silvestres fue elevada en todas las estaciones, aunque los mayores consumos se dieron en primavera y verano (Fig. 42), presentando diferencias estacionales estadísticamente significativas ($\chi^2 = 49,60$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 2.929$). La frecuencia de aparición de ponis salvajes en los excrementos también fue importante en todas las estaciones, aunque se dieron mayores consumos en invierno y otoño ($\chi^2 = 13,03$; gl = 3; $P = 0,005$; $n = 2.929$). El conjunto de ungulados silvestres y ponis salvajes constituyeron más del 50% de la dieta en todas las estaciones pero su frecuencia de aparición fue máxima en primavera (57%) y verano (62%). Durante el otoño y el invierno la prevalencia conjunta de ungulados silvestres y ponis salvajes disminuyó, aunque estos dos grupos de presas también fueron muy consumidos, especialmente los ponis salvajes. Coincidiendo con la disminución de ungulados silvestres en invierno se registró una mayor frecuencia de aparición de ungulados domésticos o ganado y de carroña, sumando estas dos categorías un 41% en invierno y un 36% en otoño, frente a un 33% en primavera y a un 23% en verano. Resultaron estadísticamente significativas, tanto las diferencias

estacionales en la frecuencia de aparición de ungulados domésticos ($\chi^2 = 37,43$; gl = 3; $P < 0,001$; n = 2.929) como en la aparición de carroña ($\chi^2 = 15,74$; gl = 3; $P = 0,001$; n = 2.929).

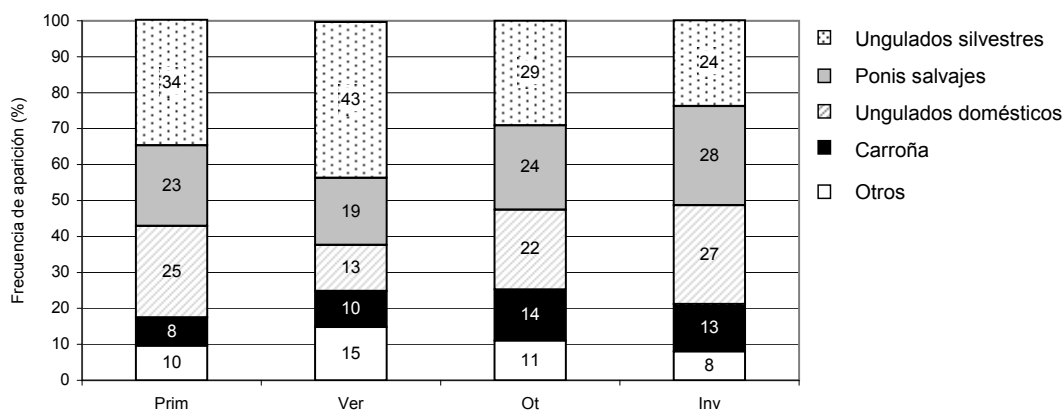


Fig. 42. Frecuencia de aparición, por estaciones, de los principales grupos de alimentos que componen la dieta en el conjunto de la muestra. Los cálculos se han realizado sobre la muestra total homogeneizada en función de la aportación de excrementos de cada sector.

Dentro de los ungulados silvestres, corzo fue la especie más consumida en primavera ($F_a = 28,67\%$) y verano ($F_a = 28,19\%$), frente a otoño ($F_a = 18,67\%$) e invierno ($F_a = 17,96\%$) ($\chi^2 = 33,29$; gl = 3; $P < 0,001$; n = 2.929). Sin embargo, la frecuencia de jabalí fue mayor en verano ($F_a = 13,55\%$) y otoño ($F_a = 9,50\%$), que en primavera ($F_a = 4,96\%$) e invierno ($F_a = 5,10\%$) ($\chi^2 = 45,23$; gl = 3; $P < 0,001$; n = 226). La frecuencia mensual de corzo (Fig. 43) presentó valores máximos en mayo y junio en SMC y en julio en CDG. El jabalí en SMC presentó una frecuencia de aparición en torno al 20% todo el año, salvo en mayo y junio que se redujo a la mitad coincidiendo con el máximo consumo de corzo, en diciembre que también fue baja (12,82%), y en julio que alcanzó el máximo (39,84%). En SMC la frecuencia mensual de aparición de corzo resultó correlacionada negativamente con la de jabalí, aunque la significación estadística de esta prueba sólo se aproximó a ser significativa ($r_s = -0,531$; $P = 0,075$; n = 12). En VDE sólo apareció jabalí en la dieta en enero y febrero y de octubre a diciembre; mientras, en CDG la frecuencia máxima se dio en mayo (5,22%) aunque también fue alta en abril (2,90%) y de julio a septiembre.

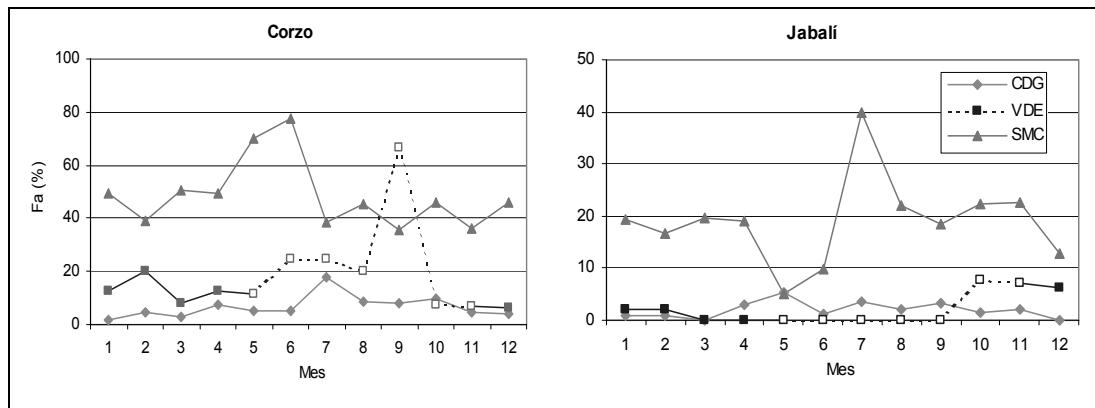


Fig. 43. Frecuencia de aparición mensual, en tanto por ciento, de corzo y jabalí en los tres sectores que componen el área de estudio. En VDE los meses con muestra $n < 30$ se representan con fondo blanco y línea discontinua (ap. 4.4.1.).

En cuanto a las especies de ganado, el consumo de vaca se caracterizó por unos valores máximos en primavera ($F_a = 18,02\%$) e invierno ($F_a = 17,08\%$), frente al resto de las estaciones (verano $6,53\%$ y otoño $14,05\%$; $\chi^2 = 38,26$; $gl = 3$; $P < 0,001$; $n = 2.929$).

Entre las carroñas, el consumo de cerdo fue mayor en otoño ($8,71\%$) e invierno ($7,26\%$) que en primavera ($5,52\%$) y verano ($5,74\%$), pero no se observaron diferencias significativas ($\chi^2 = 6,28$; $gl = 3$; $P = 0,099$; $n = 2.929$). Lo mismo sucedió con el consumo de conejo: otoño ($1,91\%$) e invierno ($1,56\%$), frente a primavera ($0,77\%$) y verano ($0,35\%$), resultando estas diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2 = 8,455$; $gl = 3$; $P = 0,037$; $n = 2.929$). El consumo de gallina fue más alto en verano ($3,69\%$) e invierno ($1,91\%$), que en las demás estaciones ($1,06\%$ primavera y $1,76\%$ otoño), resultando significativa la diferencia ($\chi^2 = 11,97$; $gl = 3$; $P = 0,007$; $n = 2.929$).

En SMC, de los 22 excrementos que contenían restos de juveniles de corzo, 3 fueron de abril, 6 de mayo, 7 de junio, 3 de julio, 2 de agosto y 1 de septiembre. De los 16 excrementos que contenían restos de juveniles de jabalí, 1 fue de junio, 2 de julio, 3 de agosto, 4 de septiembre y 4 de enero.

El consumo de uvas en SMC se centró en los meses de agosto (18% del consumo total de uvas) y septiembre (59%). Durante septiembre las uvas constituyeron una importante fuente de alimentación para los lobos, llegando a alcanzar frecuencias de aparición de 37% y 35% en 2003 y 2006 respectivamente.

5.1.3.1. Val do Eume

La frecuencia de aparición de ungulados silvestres fue máxima en verano, coincidiendo con un consumo mínimo de ungulados domésticos (Fig. 44). La presencia de ungulados domésticos en la dieta fue máxima en primavera, coincidiendo con el valor mínimo de ponis salvajes, y mínima en verano, coincidiendo con el consumo máximo de ungulados silvestres y con un consumo también alto de ponis salvajes. La presencia de poni salvaje en la dieta fue regular a lo largo de todo el año, con un ligero máximo en otoño. El consumo de carroña se mantuvo prácticamente constante a lo largo de todas las estaciones con su máximo en invierno. No se apreciaron diferencias estacionales estadísticamente significativas en los cuatro grandes grupos de alimentos: ungulados silvestres ($\chi^2 = 3,655$; gl = 3; $P = 0,301$; $n = 307$), ponis salvajes ($\chi^2 = 1,482$; gl = 3; $P = 0,686$; $n = 307$), carroña ($\chi^2 = 0,339$; gl = 3; $P = 0,961$) y ungulados domésticos ($\chi^2 = 7,315$; gl = 3; $P = 0,065$; $n = 307$), si bien las variaciones estacionales en el consumo de este último grupo se aproximaron a ser significativas.

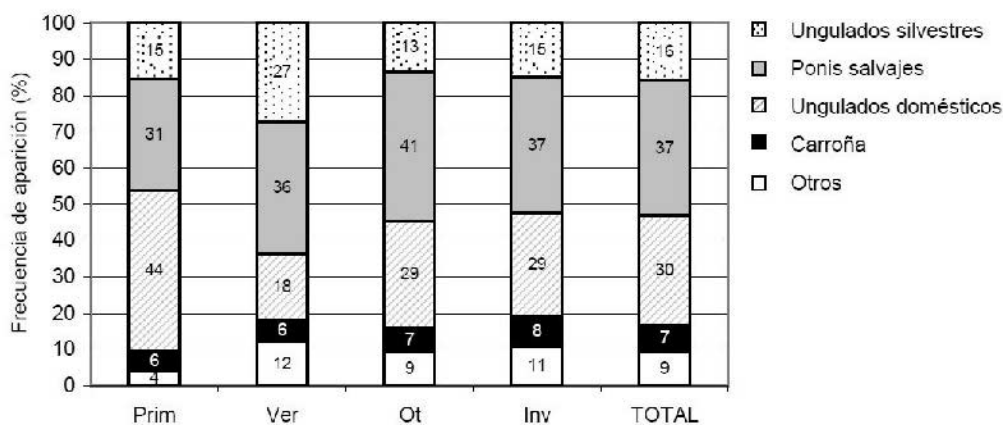


Fig. 44. Frecuencia de aparición, por estaciones, de los principales grupos de alimentos que componen la dieta en VDE. Se incluyen los porcentajes.

Considerando la estacionalidad en el consumo de cada especie (Tabla 30), la aparición de corzo fue máxima en verano, observándose diferencias estacionales en su consumo que

resultaron estadísticamente significativas ($\chi^2 = 8,432$; gl = 3; $P = 0,038$; n = 307). Asimismo el jabalí, pese a lo exiguo de la muestra, mostró estacionalidad, pues sólo fue consumido en otoño e invierno ($E.E. Fisher = 5,968$; gl = 3; $P = 0,056$; n = 7). La presencia de vaca en la dieta también presentó diferencias estacionales significativas ($\chi^2 = 8,122$; gl = 3; $P = 0,044$; n = 307).

Tabla 30. Frecuencia de aparición (%) por estaciones, de las distintas especies que componen la dieta del lobo en Val do Eume (VDE).

TIPOS DE ALIMENTO (Especies)	F_a (%)			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Jabalí	0,00	0,00	6,67	1,36
Corzo	13,46	27,27	6,67	13,61
Ciervo	1,92	0,00	0,00	0,00
Poni	30,77	36,36	41,33	37,41
Burro	0,00	0,00	0,00	0,00
Vaca	30,77	6,06	20,00	18,37
Cabra	9,62	12,12	4,00	8,16
Oveja	3,85	0,00	5,33	2,04
Cerdo	3,85	6,06	1,33	2,72
Conejo	0,00	0,00	1,33	1,36
Gallina	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras aves	0,00	0,00	0,00	0,68
Material de basurero/lodos	1,92	0,00	4,00	3,40
Perro	1,92	9,09	1,33	0,68
Tejón	0,00	3,03	1,33	0,68
Liebre	0,00	0,00	0,00	0,00
Micromamíferos	0,00	0,00	4,00	0,00
Uvas	--	--	--	--
Otras frutas	0,00	0,00	0,00	0,00
Alimentos indeterminados	1,92	0,00	2,67	9,52
Total casos (N)	52	33	75	147

5.1.3.2. Centro Dorsal Gallega

Se detectaron diferencias estacionales estadísticamente significativas en la frecuencia de aparición de ungulados silvestres, domésticos y carroña, pero no en cuanto a la de ponis salvajes (Fig. 45). Los ungulados silvestres aparecieron con mayor frecuencia en la dieta de verano que en la de las demás estaciones ($\chi^2 = 22,694$; gl = 3; $P < 0,001$; n = 1.111), los ungulados

domésticos en la de invierno ($\chi^2 = 10,548$; gl = 3; $P = 0,008$; $n = 1.111$) y la carroña en otoño e invierno ($\chi^2 = 30,791$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.111$). La frecuencia de aparición de poni salvaje fue alta a lo largo de todas las estaciones, con un ligero máximo en verano y un mínimo en otoño ($\chi^2 = 5,7543$; gl = 3; $P = 0,136$; $n = 1.111$).

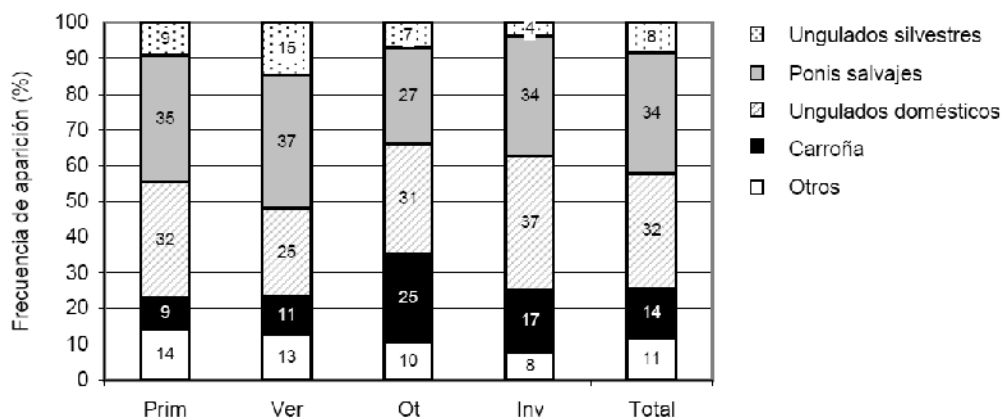


Fig. 45. Frecuencia de aparición, por estaciones, de los principales grupos de alimentos que componen la dieta en CDG. Se incluyen los porcentajes.

Considerando cada especie por separado (Tabla 31) se obtuvieron diferencias estacionales significativas en el caso del corzo, vaca y cerdo. Corzo apareció con una frecuencia máxima en la dieta de verano y mínima en invierno ($\chi^2 = 17,971$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.111$), la de vaca fue máxima en invierno y primavera y mínima en verano ($\chi^2 = 13,737$; gl = 3; $P = 0,003$; $n = 1.111$), la carroña de cerdo fue mínima en la de primavera y verano ($\chi^2 = 23,090$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.111$). El consumo de jabalí fue más alto en primavera y verano, pero sin mostrar diferencias estacionales significativas (*Estadístico Exacto de Fisher* = 7,933; gl = 3; $P = 0,549$; $n = 1.111$).

La frecuencia mensual de consumo de poni salvaje se mantuvo en torno al 40% en los meses de mayo a agosto y octubre, pero su valor máximo se alcanzó en enero (Fig. 46). La frecuencia de aparición de vaca por el contrario presentó valores máximos de febrero a abril y diciembre (Fig. 46), pareciendo existir una alternancia en su consumo con respecto a la especie anterior que no resultó significativa ($r_s = -0,203$; $P = 0,527$; $n = 12$).

Tabla 31. Frecuencia de aparición (%) por estaciones, de las distintas especies que componen la dieta del lobo en el Centro de la Dorsal Gallega (CDG).

TIPOS DE ALIMENTO (Especies)	F_a (%)			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Jabalí	3,27	2,97	1,10	0,61
Corzo	5,99	11,86	6,04	3,07
Ciervo	--	--	--	--
Poni	35,42	37,29	26,92	33,74
Burro	0,27	0,00	0,00	1,53
Vaca	25,07	15,25	21,98	28,22
Cabra	3,27	4,66	3,85	3,07
Oveja	3,81	4,66	4,95	4,60
Cerdo	8,17	10,17	21,43	15,95
Conejo	0,54	0,42	2,75	1,53
Gallina	0,00	0,00	0,55	0,00
Otras aves	0,00	0,00	0,00	0,00
Material de basurero/lodos	0,00	0,00	0,00	0,00
Perro	3,00	2,54	1,65	2,45
Tejón	0,27	1,27	2,20	0,92
Liebre	2,45	0,85	0,00	0,61
Micromamíferos	0,54	0,42	0,55	0,00
Uvas	--	--	--	--
Otras frutas	0,00	0,00	0,55	0,00
Alimentos indeterminados	7,90	7,63	5,49	3,68
Total casos (N)	367	236	182	326

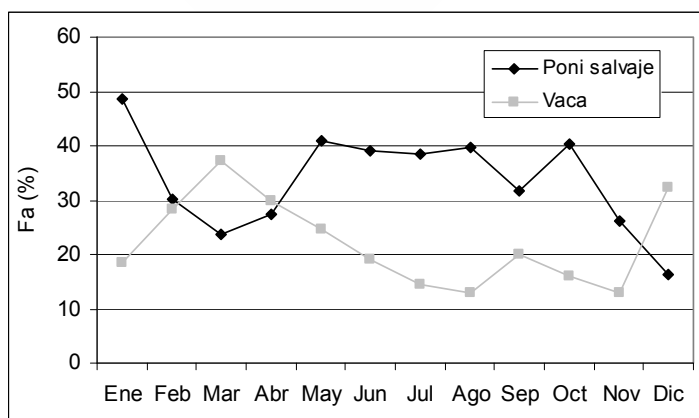


Fig. 46. Frecuencia mensual de aparición de poni salvaje y vaca en la dieta del lobo en CDG.

5.1.3.3. Sur Macizos Centrales

La frecuencia de aparición en la dieta de ungulados silvestres, domésticos y carroña presentó diferencias estacionales significativas (Fig. 47). Los ungulados silvestres aparecieron con mayor frecuencia en la de primavera ($\chi^2 = 28,073$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$), los ungulados domésticos en invierno y otoño ($\chi^2 = 36,609$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$), al igual que la carroña ($\chi^2 = 19,048$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$). En primavera y verano los ungulados silvestres supusieron entre 69-81% de la dieta, pero en otoño e invierno su frecuencia de aparición disminuyó ligeramente, coincidiendo con un mayor consumo de ungulados domésticos y carroña.

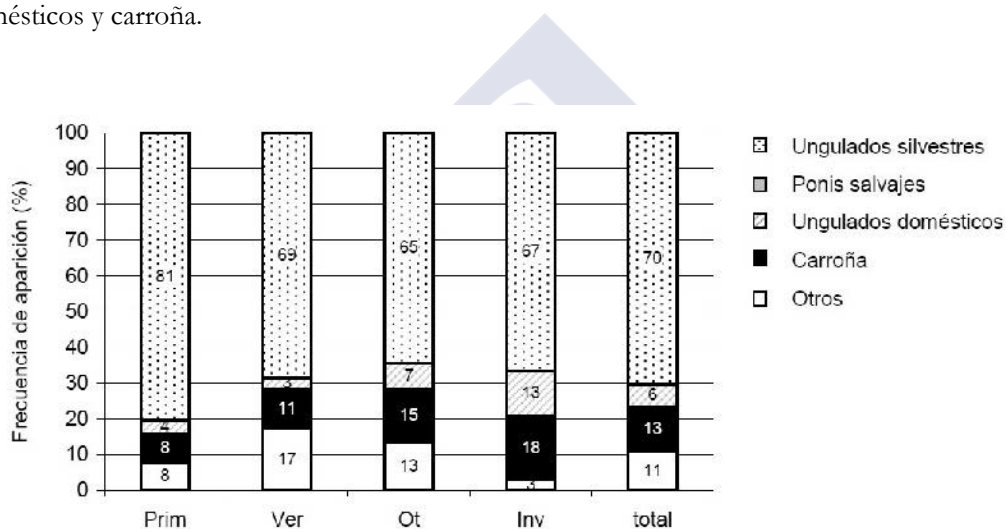


Fig. 47. Frecuencia de aparición, por estaciones, de los principales grupos de alimentos que componen la dieta en SMC. Se incluyen los porcentajes.

Se obtuvieron diferencias estacionales significativas en la frecuencia de aparición de corzo, jabalí, oveja, cabra, cerdo, gallina y uvas (Tabla 32). La prevalencia de corzo fue máxima en primavera ($\chi^2 = 81,137$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$) y la de jabalí fue máxima en verano ($\chi^2 = 31,210$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$). En el consumo de ciervo no se detectó ningún patrón ($\chi^2 = 3,352$; gl = 3; $P = 0,340$; $n = 1.511$). El ganado ovicaprino apareció con una frecuencia mayor en la dieta de invierno y otoño que en la de primavera y verano, presentando diferencias estacionales estadísticamente significativas ($\chi^2 = 40,457$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$). El consumo de carroña de cerdo fue mayor en otoño e invierno ($\chi^2 = 15,321$; gl = 3; $P = 0,002$; n

= 1.511). El consumo de uvas lógicamente tuvo un marcado carácter estacional ($\chi^2 = 72,221$; gl = 3; $P < 0,001$; n = 1.511) coincidiendo con la maduración de las mismas.

Tabla 32. Frecuencia de aparición (%) por estaciones, de las especies que componen la dieta en Sur Macizos Centrales (SMC).

TIPOS DE ALIMENTO (Especies)	F_a (%)			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Jabalí	10,53	25,59	19,49	18,41
Corzo	68,68	39,78	42,81	45,61
Ciervo	1,32	3,23	2,24	2,55
Poni	--	--	--	--
Burro	0,00	0,00	0,00	0,00
Vaca	0,53	0,65	0,96	0,57
Cabra	1,32	0,22	2,56	3,12
Oveja	1,84	2,37	3,83	9,07
Cerdo	3,16	2,58	7,35	5,67
Conejo	1,58	0,43	1,92	1,98
Gallina	3,16	7,53	4,79	8,22
Otras aves	0,26	0,22	0,64	1,42
Material de basurero/lodos	0,00	0,22	0,00	0,57
Perro	1,05	1,29	2,56	0,28
Tejón	0,00	0,22	0,96	0,28
Liebre	0,26	0,22	1,28	0,28
Micromamíferos	0,26	0,65	0,00	0,28
Uvas	0,00	10,11	4,47	0,00
Otras frutas	0,00	0,00	0,32	0,00
Alimentos indeterminados	6,05	4,73	3,83	1,70
Total casos (N)	380	465	313	353

5.1.4. Variaciones interanuales

Este apartado trata de poner de manifiesto las variaciones en la frecuencia de aparición de algunas especies o grupos de especies a lo largo de los años que abarcó el estudio de la dieta del lobo (2003-2006). En CDG también se expone la evolución del consumo de corzo, jabalí y carroña entre 2007 y 2008.

5.1.4.1. Principales grupos de alimentos

Se observó un incremento en el consumo de ungulados silvestres y ponis salvajes, una reducción de la prevalencia de carroña y de otros alimentos, mientras que el consumo de ungulados domésticos permaneció estable.

Tabla 33. Frecuencia de aparición anual (Fa %) de los principales grupos de alimentos que componen la dieta, calculada como media entre los tres sectores, con su desviación estándar (SD) y acompañada del coeficiente de variación interanual (CV %).

Especie		Fa (%)				CV(%)
		2003	2004	2005	2006	
Ungulados silvestres	Media	23,83	26,65	34,92	38,23	21,93
	SD	28,55	30,82	38,41	34,20	
Ponis salvajes	Media	16,78	19,93	25,31	25,02	19,00
	SD	14,93	18,72	22,56	22,30	
Ungulados domésticos	Media	24,24	25,38	20,93	23,41	8,03
	SD	20,13	13,71	14,28	17,85	
Carroña	Media	15,40	16,18	11,36	5,58	39,96
	SD	8,70	4,43	3,82	4,86	
Otros alimentos	Media	15,54	11,46	7,07	5,50	47,10
	SD	6,16	2,32	2,86	2,82	9,69

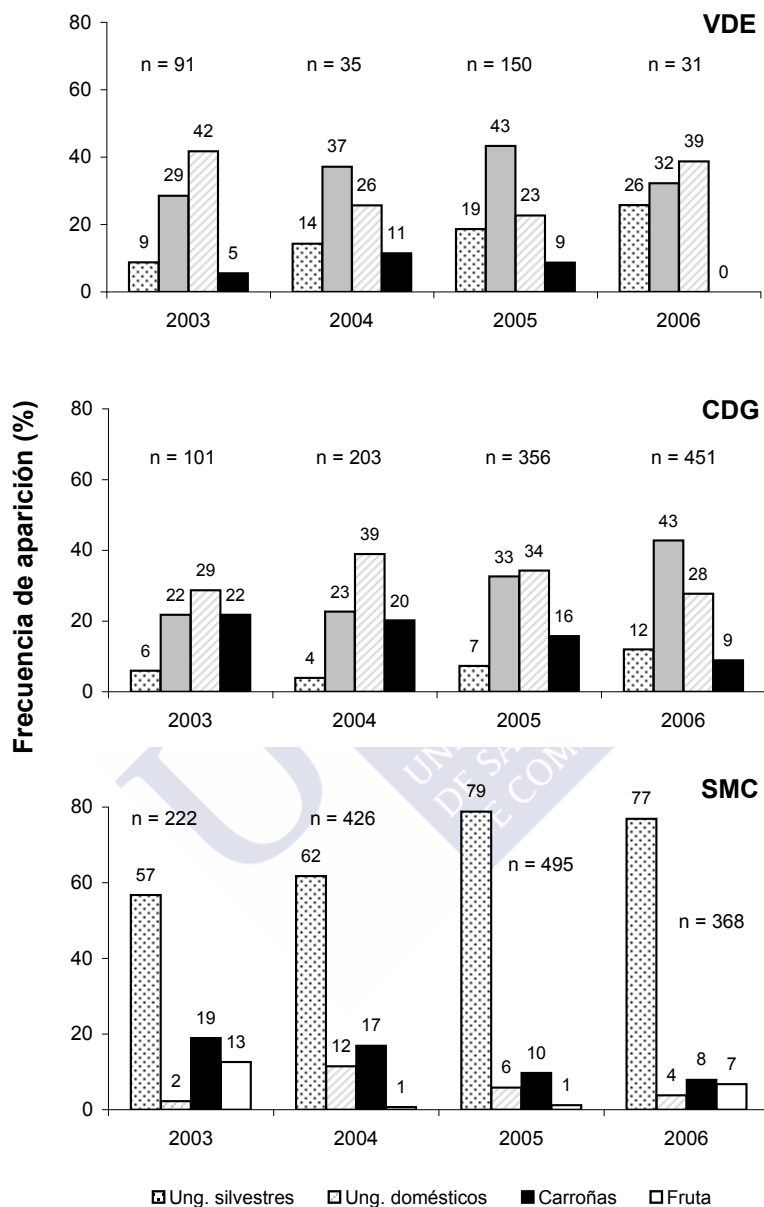


Fig. 48. Frecuencias de aparición (*Fa*) de los principales grupos de alimentos consumidos expresadas en porcentaje para cada año y en cada sector. Se indican los valores exactos de *Fa* sobre las columnas y los tamaños de la muestra para cada año.

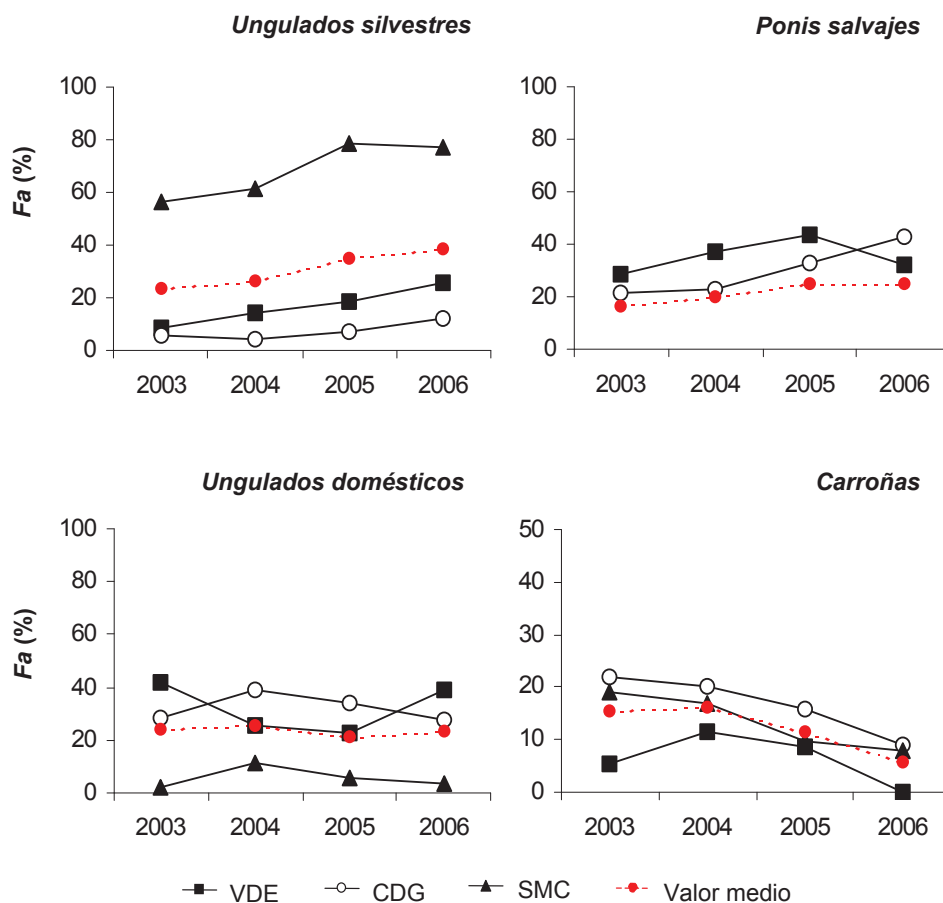


Fig. 49. Variación interanual en el consumo de los principales grupos de componentes de la dieta: ungulados silvestres, ponis salvajes, ungulados domésticos y carroña, representada de forma comparativa entre los tres sectores: Val do Eume (VDE), Centro de la Dorsal Gallega (CDG) y Sur Macizos Centrales (SMC). La prueba de concordancia de Kendall resultó estadísticamente significativa en el caso de ungulados silvestres y de carroña. Las líneas rojas representa la frecuencia de aparición cada año calculada como media entre los tres sectores.

5.1.4.2. Ungulados silvestres

La frecuencia de aparición de ungulados silvestres experimentó una tendencia ascendente entre 2003 y 2006 (Tabla 33, Fig. 48 y 49). Esta evolución ascendente fue paralela en los tres sectores (Fig. 49), proporcionando la prueba de Kendall un índice de concordancia alto que se aproximó a ser estadísticamente significativo ($W = 0,822$; $P = 0,060$; $n = 3$).

En VDE la presencia en la dieta de ungulados silvestres aumentó de forma constante con diferencias interanuales que se aproximaron a ser significativas ($\chi^2 = 6,62$; gl = 3; $P = 0,085$; $n = 307$), incrementándose su consumo un 194% de 2003 a 2006 (*Estadístico Exacto de Fisher*; $P = 0,027$; gl = 1; $n = 122$). En CDG también se observó un aumento significativo ($\chi^2 = 13,983$; gl = 3; $P = 0,003$; $n = 1.111$), que supuso un 204% entre 2004 y 2006 ($\chi^2 = 9,610$; gl = 1; $P = 0,002$; $n = 654$). En SMC se produjeron diferencias interanuales significativas ($\chi^2 = 60,721$; gl = 3; $P < 0,001$; $n = 1.511$); la frecuencia de aparición aumentó un 35% entre 2003 y 2006 ($\chi^2 = 25,486$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 590$), aunque los cambios no fueron tan destacados como en los demás sectores ya que el consumo fue alto durante todos los años.

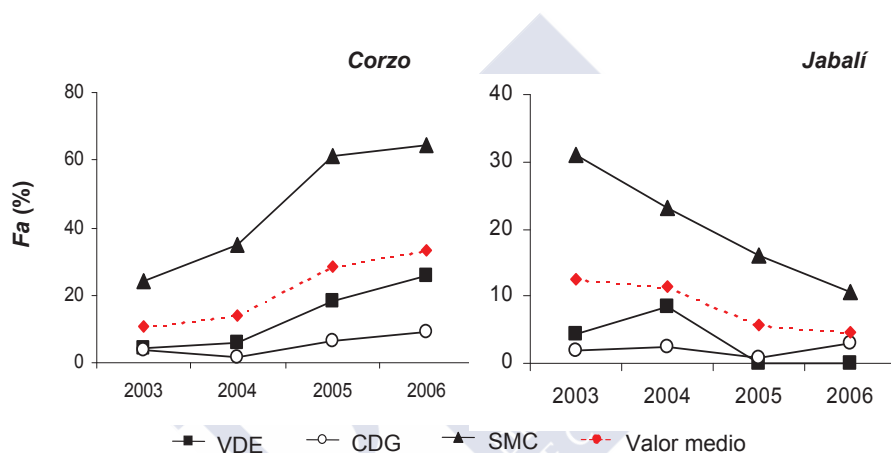


Fig. 50. Variación interanual en el consumo corzo y jabalí en Val do Eume (VDE), Centro de la Dorsal Gallega (CDG) y Sur Macizos Centrales (SMC). Las líneas rojas representa la frecuencia de aparición cada año calculada como media entre los tres sectores.

El consumo de corzo presentó una tendencia ascendente tanto en el conjunto de la muestra como en cada sector por separado (Fig. 50), presentando un alto índice de concordancia de Kendall entre sectores ($W = 0,911$; $P = 0,042$; $n = 3$). En VDE su consumo se multiplicó por seis entre 2003 ($F_a = 4,40\%$) y 2006 ($F_a = 25,81\%$) (*E.E. Fisher*; $P = 0,002$; $n = 398$). En CDG, tras una pequeña disminución entre 2003 ($F_a = 3,96\%$) y 2004 ($F_a = 1,98\%$; *E.E. Fisher*; $P = 0,226$; $n = 304$), el consumo se multiplicó por seis desde 2004 a 2006 ($F_a = 9,09\%$) ($\chi^2_{cc} = 11,745$; gl = 1; $P = 0,001$; $n = 654$). En SMC, su consumo aumentó un 165% entre 2003 ($F_a = 24,32\%$) y 2006 ($F_a = 64,40\%$) ($\chi^2_a = 87,385$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 590$).

La frecuencia de aparición de jabalí descendió en el conjunto de la muestra (Fig. 50), pero esta evolución no resultó concordante entre los tres sectores ($W = 0,425$; $P = 0,281$; $n =$

3). En VDE la muestra con jabalí fue escasa para extraer conclusiones sobre la evolución de su consumo, registrándose unas frecuencias de aparición de 4,40% en 2003 y de 8,57% en 2004, no habiendo sido detectada los restantes años. En CDG el consumo de jabalí fue escaso todos los años, mínimo en 2005 ($F_a = 0,84\%$) y máximo en 2006 ($F_a = 2,88\%$), no presentando fluctuaciones interanuales significativas (*E.E. Fisher* = 4,601; $P = 0,179$; $n = 1.111$). En SMC se observó a una disminución del 60% entre 2003 ($F_a = 31,08\%$) y 2006 ($F_a = 10,60\%$), que resultó significativa ($\chi^2 = 37,491$; $gl = 1$; $P < 0,001$, $n = 590$).

La frecuencia de aparición de ciervo mostró sus valores máximos en 2004 y 2005.

5.1.4.3. Ponis salvajes

La frecuencia de aparición de poni salvaje en la dieta del lobo experimentó un aumento entre 2003 y 2005, estabilizándose los dos últimos años (2005-2006) (Tabla 33; Fig. 49). La prevalencia de poni salvaje aumentó paralelamente en VDE y CDG entre 2003 y 2005 (Fig. 48 y 49), pero la prueba de concordancia de Kendall no proporcionó un resultado significativo ($W = 0,700$; $P = 0,241$; $n = 3$).

En VDE, la frecuencia de aparición de poni aumentó un 52% de 2003 a 2005, pero en 2006 disminuyó a un nivel ligeramente superior al de 2003 (Fig. 48: $\chi^2 = 5,643$; $gl = 3$; $P = 0,130$; $n = 307$). En CDG aumentó un 96% durante el periodo de estudio (Fig. 48: $\chi^2 = 34,242$; $gl = 3$; $P < 0,001$; $n = 1.111$).

5.1.4.4. Ungulados domésticos

En el conjunto de la muestra, la frecuencia de aparición de ungulados domésticos se mantuvo prácticamente estable (Tabla 33), aunque con pequeñas oscilaciones interanuales. Presentó una evolución similar en CDG y SMC, descendiendo entre 2004 y 2006, aunque no en VDE ($W = 0,200$; $P = 0,615$; $n = 3$) (Fig. 48 y 49).

En VDE el consumo de ungulados domésticos disminuyó levemente de 2003 a 2005, pero en 2006 aumentó a un nivel similar a 2003 ($\chi^2 = 11,184$; $gl = 3$; $P = 0,011$; $n = 307$). En CDG, el consumo de ungulados domésticos presentó variaciones interanuales significativas ($\chi^2 = 9,617$; $gl = 3$; $P = 0,022$; $n = 1.111$), aumentando entre 2003 y 2004 para después descender. En SMC se repitió el mismo patrón que en CDG ($\chi^2 = 29,186$; $gl = 3$; $P < 0,001$; $n = 1.511$).

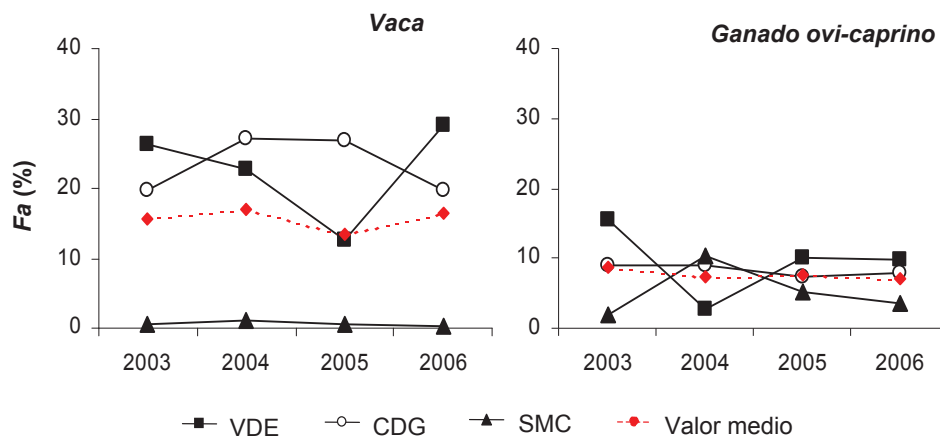


Fig. 51. Variación interanual en el consumo de vaca y ganado ovicaprino en Val do Eume (VDE), Centro de la Dorsal Gallega (CDG) y Sur Macizos Centrales (SMC). Las líneas rojas representa la frecuencia de aparición cada año calculada como media entre los tres sectores.

El consumo de vaca (Fig. 51) no mostró una tendencia clara en el conjunto de la muestra y la evolución interanual resultó diferente en cada sector ($W = 0,200$; $P = 0,615$; $n = 3$). La frecuencia de aparición en VDE experimentó diferencias interanuales significativas ($\chi^2 = 9,230$; $gl = 3$; $P = 0,026$; $n = 307$) debidas a una frecuencia baja en 2005, aunque salvo ese año su consumo se mantuvo estable ($CV = 12\%$). En CDG el consumo aumentó ligeramente entre 2003 y 2005 ($P > 0,05$) pero en 2006 experimentó un notable descenso, diferenciándose significativamente del año anterior ($\chi^2 = 5,488$; $gl = 1$; $P = 0,019$; $n = 807$). En SMC su consumo fue escaso, no experimentando variaciones significativas interanuales ($P = 0,499$).

El consumo de ganado ovicaprino (Fig. 51) no mostró una evolución interanual clara en el conjunto de la muestra, resultando independiente del año considerado en todos los sectores ($P > 0,05$), salvo en SMC, donde se dieron diferencias interanuales significativas, debido al alto consumo realizado en 2004 (10,3%) en comparación con los restantes años (2003: 1,8%; 2005: 5,3%; 2006: 3,5%) ($\chi^2 = 26,396$; $gl = 3$; $P < 0,001$; $n = 1.511$).

5.1.4.5. Carroña y otros alimentos

En el conjunto de la muestra se apreció un importante descenso de la frecuencia de aparición de carroña en la dieta de los lobos (Tabla 33), cuyo consumo se redujo casi dos

tercios. Este descenso tuvo lugar en los tres sectores (Fig. 48 y 49), apreciándose una alta concordancia entre ellos, que se aproximó a ser significativa ($W = 0,733$; $P = 0,086$; $n = 3$).

En VDE el consumo de carroña presentó oscilaciones entre años que no resultaron significativas (Fig. 48 y 49: *E.E. Fisher*; $P = 0,217$; $n = 307$). En CDG disminuyó progresivamente un 59% entre 2003 y 2006 ($\chi^2 = 21,808$; $gl = 3$; $P < 0,001$; $n = 1.111$), aunque sólo en el 2006 se apreciaron diferencias significativas respecto a los años anteriores ($\chi^2_{2006-2003} = 12,563$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $\chi^2_{2006-2004} = 15,527$; $gl = 1$, $P < 0,001$; $\chi^2_{2006-2005} = 8,294$; $gl = 1$, $P = 0,004$). En SMC también existieron diferencias interanuales significativas en la frecuencia de aparición de carroña ($\chi^2 = 27,029$; $gl = 3$; $P < 0,001$; $n = 1.511$), la cual experimentó un descenso del 58% entre el 2003 y el 2006 ($\chi^2 = 14,913$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 540$). En este sector, la disminución más patente en el consumo de carroña tuvo lugar entre 2004 y 2005, entre 2003 y 2004 no se observaron diferencias ($\chi^2 = 0,207$; $gl = 1$; $P = 0,649$; $n = 648$), y entre 2005 y 2006 tampoco ($\chi^2 = 0,648$; $gl = 1$; $P = 0,421$; $n = 863$), pero sí entre los periodos 2003/2004 y 2005/2006 ($P \leq 0,01$).

El consumo de uvas experimentó importantes variaciones interanuales: disminuyó de 3,47% a 0,23% entre 2003 y 2004 ($\chi^2 = 46,029$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 648$), permaneció bajo en 2005 (0,23%; *E.E. Fisher*; $gl = 1$; $P = 0,298$; $n = 921$), mientras que en 2006 (2,20%) se multiplicó por seis con respecto al año anterior ($\chi^2 = 17,410$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 863$), aunque no llegó alcanzar el nivel de 2003.

5.1.4.6. Evolución de la dieta en CDG entre 2003 y 2008

En CDG se estudió la dieta de los lobos durante un periodo más largo (2003-2008), aunque únicamente para corzo, jabalí y carroña (Fig. 52), cuyos restos son fácilmente identificables. Los tres tipos de alimentos presentaron diferencias interanuales altamente significativas: carroña ($\chi^2 = 86,899$; $gl = 5$; $P < 0,001$; $n = 2.006$), corzo ($\chi^2 = 8,060$; $gl = 5$; $P < 0,001$; $n = 2.006$) y jabalí ($\chi^2 = 21,908$; $gl = 5$; $P = 0,001$; $n = 2.006$). El consumo de carroña disminuyó un 61% entre 2003 y 2008 ($\chi^2_{cc} = 21,964$; $gl = 1$, $P < 0,001$; $n = 676$); este descenso fue continuo salvo en 2007, cuando experimentó un repentino repunte hasta niveles similares a los de 2003. El consumo de corzo ascendió de modo continuo entre 2004 y 2008 ($\chi^2_{cc} = 57,083$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 880$), produciéndose los incrementos más significativos entre 2004-2005 ($\chi^2_{cc} = 13,374$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.118$) y 2007-2008 ($\chi^2_{cc} = 16,673$; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.624$). La tendencia en el consumo de jabalí no resultó tan clara, entre 2003 y 2008 su frecuencia de aparición se multiplicó por dos pero esta variación no resultó significativa (χ^2_{cc}

= 1,472; $gl = 1$; $P = 0,225$; $n = 676$). El consumo anual de jabalí experimentó oscilaciones (Fig. 52), alternando entre valores altos y bajos con diferencias significativas entre años sucesivos del 2005 al 2008 ($P < 0,01$), pero no se apreció una clara tendencia ascendente.

La evolución ascendente en el consumo de corzo y el descenso del consumo de carroña mostró una correlación negativa que se aproximó a ser estadísticamente significativa ($r_s = -0,771$; $P = 0,072$; $n = 6$).

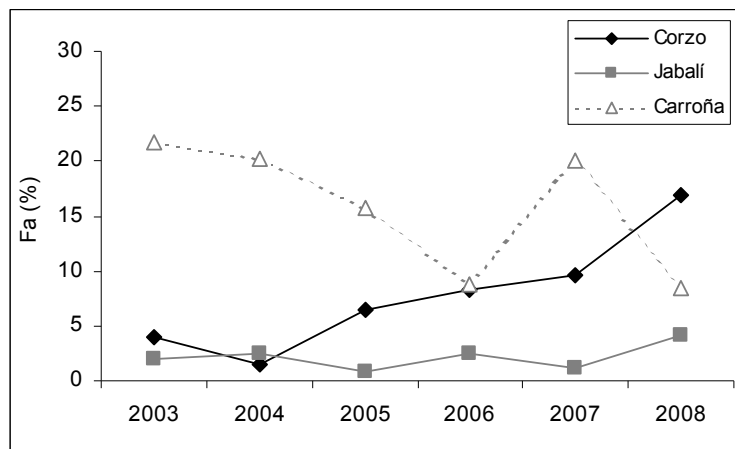


Fig. 52. Evolución de la frecuencia de aparición (%) de corzo, jabalí y carroña entre los años 2003 y 2008 en el Centro de la Dorsal Gallega.

5.1.5. Composición física de los excrementos

Se identificaron un total de 59 materiales diferentes en la composición de los excrementos, que se agruparon en 17 tipos (Tabla 21, ap. 4.4.2.). Los tipos de materiales que ocuparon un mayor porcentaje medio de volumen fueron: pelo, materia indiferenciada, tierra, fragmentos de hueso y materia vegetal (Tabla 34). Pelo y la materia indiferenciada juntos alcanzaron, como media entre los 3 sectores, un porcentaje medio de volumen (PMV) de 77,64% ($SD = 2,05$; rango = 75,30-79,07%; $n = 3$). Las frecuencias de aparición de pelo ($F_a = 58,97\%$) y materia indiferenciada ($F_a = 27,94\%$) como componentes principales del excremento, fueron significativamente mayores que las del resto de los materiales ($G = 234,8$; $gl = 9$; $P < 0,001$; $n = 2.681$).

En los excrementos que contenían tierra ($n = 203$), el volumen de este material ocupaba una media de 39,14% (SD = 16,24): 40,86% (SD = 18,66) en VDE, 39,61% (SD = 16,82) en CDG y 40,86% (SD = 14,25) en SMC. En el 32 - 38%, según sector, de estos excrementos la tierra ocupaba un volumen superior al 50%, habiéndose observado 4 excrementos constituidos únicamente por tierra.

Tabla 34. Relación de tipos de materiales que componen los excrementos ($n = 2.681$) y detalle por sectores. Importancia de cada tipo de material por sector expresada en $Vt = Volumen\ total$ y $PMV = Porcentaje\ Medio\ de\ Volumen$. Se calcularon los valores medios entre los tres sectores del PMV , la desviación estándar (SD) y el coeficiente de variación (CV%).

Tipos de materiales	VDE		CDG		SMC		TOTAL		
	Vt	PMV	Vt	PMV	Vt	PMV	PMV Medio	SD	CV%
Pelo	13.424	56,64	58.964	55,63	58.011	41,92	51,39	8,22	16,00
Materia indiferenciada	5.195	21,92	24.845	23,44	46.200	33,38	26,25	6,23	23,72
Piel	182	0,77	977	0,92	192	0,14	0,61	0,41	68,07
Cartílagos y tendones	374	1,58	1.128	1,06	562	0,41	1,02	0,59	57,82
Fragmentos de hueso	990	4,18	2.766	2,61	13.319	9,62	5,47	3,68	67,30
Pezuñas	83	0,35	461	0,43	1.210	0,87	0,55	0,28	50,86
Plumas	33	0,14	33	0,03	2.706	1,96	0,71	1,08	152,57
Uñas y picos de aves	0	0,00	0	0,00	72	0,05	0,02	0,03	173,21
Uñas de mamíferos	43	0,18	73	0,07	106	0,08	0,11	0,06	57,71
Restos de fruta	0	0,00	100	0,09	4.481	3,24	1,11	1,84	165,90
Materia vegetal	945	3,99	4.670	4,41	1.998	1,44	3,28	1,60	48,89
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	665	2,81	2.237	2,11	4.330	3,13	2,68	0,52	19,14
Tierra	1.716	7,24	9.466	8,93	4.982	3,60	6,59	2,72	41,34
Piedras	27	0,11	33	0,03	101	0,07	0,07	0,04	56,96
Insectos carroñeros	10	0,04	160	0,15	17	0,01	0,07	0,07	106,57
Otros insectos	13	0,05	0	0,00	10	0,01	0,02	0,03	144,03
Papeles y plásticos	0	0,00	87	0,08	103	0,07	0,05	0,05	86,91
TOTAL	23.700	100,00	106.000	100,00	138.400	100,00	100,00		

Entre un 5,47% y un 8,96%, según sector, de los excrementos contenían *Brachypodium sylvaticum*. En el 8,4% de los excrementos que contenían esta gramínea (203) estaba presente como único contenido, mientras que el 27,6% presentaban un contenido superior al 50%.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) de los tipos de materiales presentes en los excrementos dio como resultado dos factores que explicaban un porcentaje bajo de la varianza (Fig. 53; F1 y F2: 24,91%; F1 y F3: 23,51%), por lo que deben tomarse con prudencia.

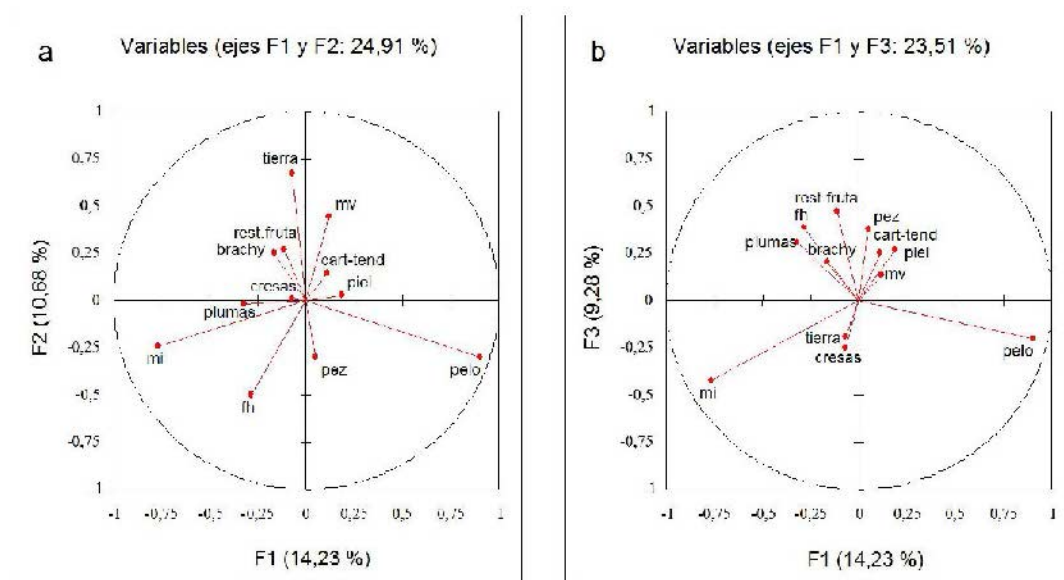


Fig. 53. Círculos de correlaciones resultantes del Análisis de Componentes Principales para los 12 tipos de materiales principales ($n = 2.681$). Algunos materiales se han designado mediante las siguientes abreviaturas: cart-tend = cartílagos y tendones, fh = fragmentos de hueso, mi = materia indiferenciada, mv = materia vegetal, pez = pezuñas, rest.fruta = restos de fruta.

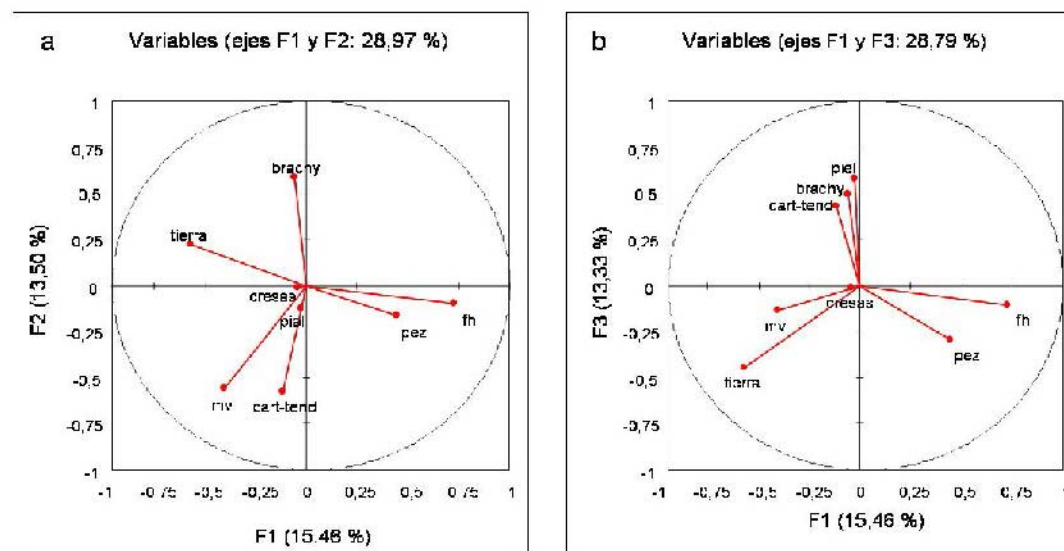


Fig. 54. Círculos de correlaciones resultantes del Análisis de Componentes Principales para 8 tipos de materiales principales ($n = 2.681$). Algunos materiales se han designado mediante las siguientes abreviaturas: cart-tend = cartílagos y tendones, fh = fragmentos de hueso, mi = materia indiferenciada, mv = materia vegetal, pez = pezuñas, brachy = *Brachypodium sylvaticum*.

En el primer *ACP* (Fig. 53), las únicas variables correlacionadas con el factor 1 fueron pelo y materia indiferenciada, con una correlación negativa ($r_s = -0,567$). Con el factor 2 parecen estar correlacionadas las variables tierra, materia vegetal, fragmentos de hueso y pezuñas. El factor 2 parece agrupar los materiales procedentes de restos de cuerpos de animales (fragmentos de hueso, pezuñas, pelo y materia indiferenciada) con carga negativa, frente a los materiales ingeridos de forma involuntaria (tierra y materia vegetal) con carga positiva. El factor 1 indica que pelo y materia indiferenciada están correlacionados negativamente entre sí.

Para realizar el segundo *ACP* (Fig. 54) se eliminaron aquellas variables que en el análisis anterior resultaban más fáciles de interpretar (materia indiferenciada y pelo) y aquellas cuya relación con las demás resultaba clara (plumas y restos de fruta) con el objeto de visualizar mejor las relaciones entre las situadas más próximas al centro del gráfico. El porcentaje de la varianza explicado por los dos primeros factores también resultó bajo (28,97%). El factor 1 agrupó tierra y materia vegetal con carga negativa, sin embargo se disponen ortogonales en el gráfico del factor 1 frente al 2, lo que significa que no están correlacionadas. El factor 1 también agrupó las variables pezuñas y fragmentos de hueso con carga positiva, claramente correlacionados positivamente entre sí y correlacionados negativamente con tierra. El factor 2 agrupó materia vegetal y cartílagos-tendones con carga negativa. Finalmente el factor 3 agrupa las variables piel, *Brachypodium sylvaticum* y cartílagos tendones.

Se comprobó que existía una alta correlación significativa entre el porcentaje medio de volumen de cada material y su frecuencia de aparición como tipo de material principal del excremento ($r_s = 0,842$; $P = 0,004$; $n = 10$). Así que se incluyó el tipo de material principal del excremento, junto con la especie consumida en un análisis factorial de correspondencias (*AFC*). Para esto sólo se utilizaron los 11 tipos de materiales que aparecieron como material principal en el excremento, eliminándose categorías como cresas, plásticos y papeles, pezuñas, piedras, uñas y élitros.

Se realizaron dos *AFC*: En el primero se utilizaron 15 categorías de especies consumidas: jabalí, ciervo, corzo, poni, burro, vaca, cabra, oveja, cerdo, conejo, gallina, perro, tejón, liebre y uvas; eliminándose los excrementos que contenían un alimento indeterminado u otro tipo de alimento que por su escasa abundancia puede ser considerado accidental (otras frutas, otras aves, micromamíferos, basura y lodos). El primer *AFC* realizado (Fig. 55), únicamente permitió poner de manifiesto la correspondencia entre el consumo de gallina y la aparición de plumas en los excrementos, entre el consumo de uvas y la aparición de restos de fruta en los excrementos y entre el consumo de liebre y la aparición de piel en los excrementos.

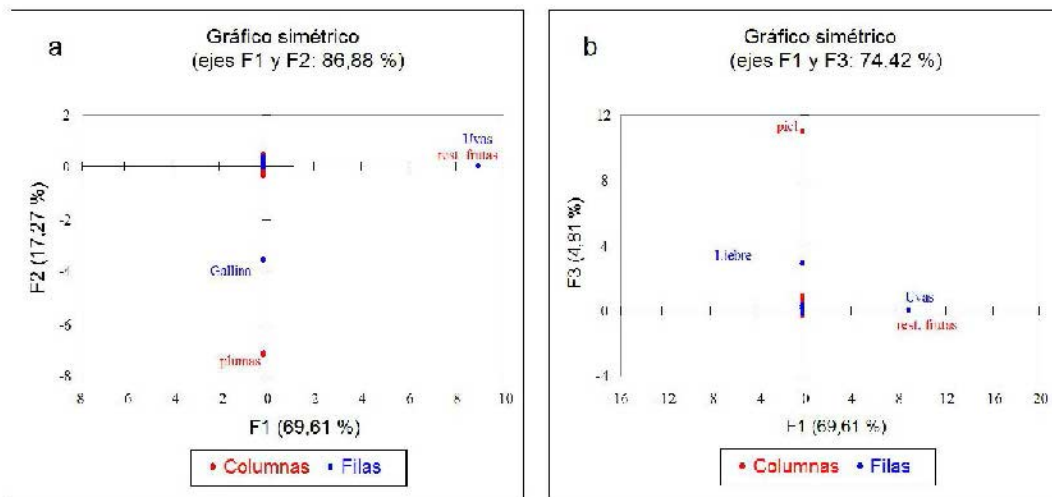


Fig. 55. Gráficos simétricos del Análisis Factorial de Correspondencias ($n = 2.342$). a) Factor 1 relativo al factor 2. b) Factor 1 relativo al factor 3. Se tuvieron en cuenta excrementos que contuvieran jabalí, ciervo, corzo, poni, burro, vaca, cabra, oveja, cerdo, conejo, gallina, perro, tejón, liebre.

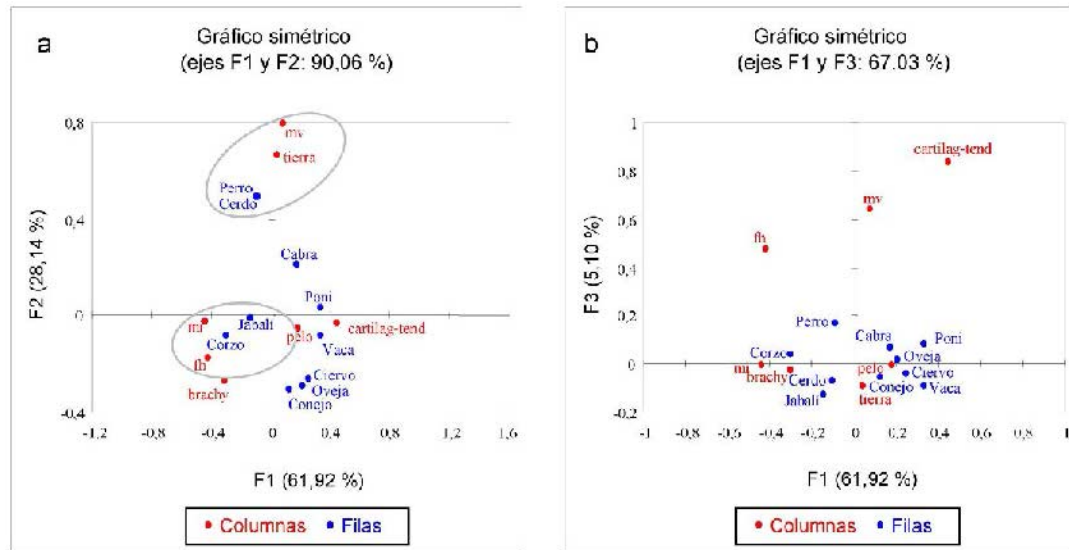


Fig. 56. Gráficos simétricos del Análisis Factorial de Correspondencias ($n = 2.233$). a) Factor 1 relativo al factor 2. b) Factor 1 relativo al factor 3. Se tuvieron en cuenta excrementos que contuvieran jabalí, ciervo, corzo, poni, vaca, cabra, oveja, cerdo, conejo, perro. Algunos tipos de materiales se han designado mediante las siguientes abreviaturas: cart-tend = cartílagos y tendones, fh = fragmentos de hueso, mi = materia indiferenciada, mv = materia vegetal, pez = pezuñas, brachy = *Brachypodium sylvaticum*.

Para el segundo análisis (Fig. 56) no se consideraron los excrementos que contenían las categorías que en el primer análisis aparecían claramente separadas de las demás como gallina, liebre y uvas, y tampoco aquellos que contenían burro y tejón, por su escasa prevalencia, limitándolo por tanto a 10 categorías de especies consumidas y a 2.233 excrementos. Los dos primeros factores explican un porcentaje muy alto de la varianza (90,06%). En los gráficos simétricos se apreció similitud entre materia vegetal y tierra, y entre cerdo y perro, correspondiéndose estos dos grupos entre sí. Materia indiferenciada y fragmentos de hueso también aparecieron asociados entre sí y se corresponden con el consumo de ungulados silvestres corzo y jabalí, en esta correspondencia también se podría incluir *Brachypodium sylvaticum*. En el ACP fragmentos de hueso y pezuñas aparecieron relacionados entre sí, así que aunque no se hayan incluido pezuñas en el AFC, se puede deducir que la aparición de fragmentos de hueso y pezuñas está relacionada entre sí y con el consumo de ungulados silvestres. El consumo de especies grandes, como vaca o poni, aparece relacionado en cierta medida con la aparición de pelo y de cartílagos y tendones en los excrementos, pero no con materia indiferenciada.

Al comparar la composición de los excrementos entre los tres sectores, observamos que en SMC fue donde ésta difirió más (Tabla 34, Fig. 57). Se observaron diferencias entre los tres sectores en el PMV de fragmentos de hueso; éste fue mayor en SMC, concretamente el doble que en VDE (*Prueba U de Mann-Whitney*; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.621$), donde a su vez fue también significativamente mayor que en CDG (*M-W U*; $gl = 1$; $P < 0,001$; $n = 1.297$). CDG se diferenció de los demás sectores en que el PMV de *Brachypodium sylvaticum* fue menor que en VDE (*M-W U*; $gl = 1$; $P = 0,058$; $n = 1.297$) y que en SMC (*M-W U*; $gl = 1$; $P = 0,002$; $n = 2444$). VDE y CDG presentaron PMV similares ($P > 0,05$) en cuanto al resto de los contenidos. En SMC, el PMV de materia indiferenciada, pezuñas, plumas y restos de fruta resultó significativamente más alto que en VDE y CDG ($P < 0,05$), mientras que materiales como materia vegetal, pelo y tierra, aportaron en SMC un PMV significativamente más bajo que en los restantes sectores ($P < 0,05$). Los restos de fruta, particularmente uvas, sólo aparecieron de forma significativa en SMC, debido a que es el único sector del área de estudio donde se cultiva la vid. En SMC también aparecieron plumas en una cantidad significativamente mayor que en los demás sectores (*Prueba H de Kruskal-Wallis* = 82,364; $gl = 2$; $P < 0,001$, $n = 2.681$).

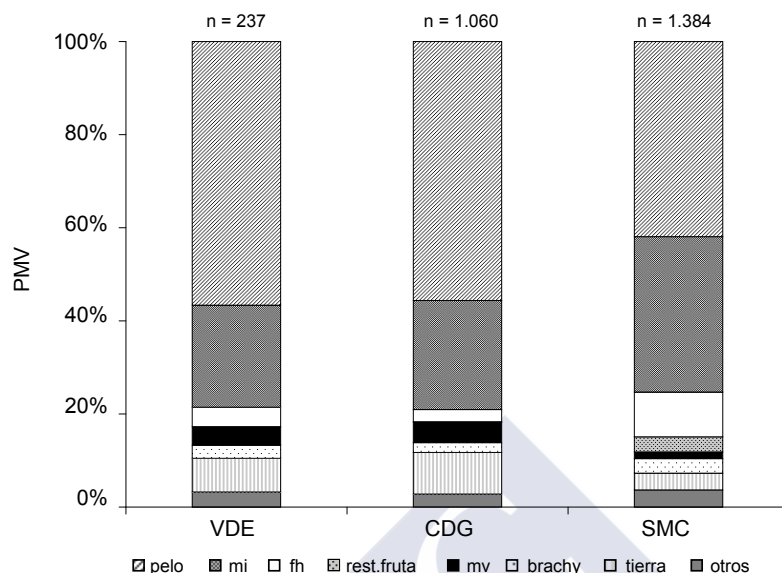


Fig. 57. Porcentaje medio de volumen (*PMV*) de los principales tipos de materiales que componen los excrementos (pelo, mi = materia indiferenciada, fh = fragmentos de hueso, mv = materia vegetal, brachy = *Brachypodium sylvaticum*, restos de fruta, tierra, otros) en los tres sectores que componen el área de estudio.

Se analizó la estacionalidad en la aparición de los distintos materiales que componen los excrementos considerando la muestra total (Tabla 35) y cada uno de los sectores por separado (Fig. 58). En la muestra total se pusieron de manifiesto diferencias estacionales en los *PMV* de pelo, materia indiferenciada, piel, cartílagos y tendones, fragmentos de hueso, pezuñas, plumas, restos de fruta y *Brachypodium sylvaticum*. En algunos casos estas pautas estacionales fueron similares entre los tres sectores, mientras que en otros no guardaron relación alguna.

Las mayores diferencias se observan entre otoño-invierno y primavera-verano. Los *PMV* de piel, pelo y cartílagos son más altos ($P < 0,01$) en otoño-invierno, mientras que los *PMV* de materia indiferenciada, fragmentos de hueso y pezuñas son más altos en primavera-verano ($P < 0,01$). El *PMV* de *B. sylvaticum* aumentó desde la primavera hasta el otoño, para disminuir considerablemente en invierno. La presencia de tierra y materia vegetal parece ser más o menos constante a lo largo del año, excepto para el *PMV* de materia vegetal, que fue ligeramente superior en otoño (Tabla 35); en estos dos últimos materiales no se apreciaron diferencias entre otoño-invierno y primavera-verano (mv: $P = 0,148$; tierra: $P = 0,647$)

Tabla 35. Porcentaje medio de volumen (*PMV*) de los tipos de materiales más abundantes en los excrementos en cada estación. “n” es el tamaño de la muestra. Algunos materiales han sido designados mediante abreviaturas: mi = materia indiferenciada, cart = cartílagos y tendones, fh = fragmentos de hueso, rest.fruta = restos de fruta, mv = materia vegetal. En las dos últimas filas se recogen los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (*K-W H* y *P*).

Estación	n	pelo	mi	piel	cart.	fh.	pez.	plumas	rest.fruta	mv	tierra	brachy
Primavera	759	48,01	30,87	0,51	0,57	6,82	1,04	0,38	0	2,57	6,32	2,79
Verano	668	42,78	29,82	0,15	0,50	6,92	0,51	1,63	5,38	2,65	6,05	3,05
Otoño	509	51,70	24,45	0,72	1,29	6,06	0,54	0,81	1,94	3,36	5,46	3,33
Invierno	745	52,45	27,44	0,67	0,86	5,62	0,46	1,32	0	2,93	6,10	1,86
Total	2.681	48,64	28,44	0,5	0,77	6,37	0,65	1,03	1,71	2,84	6,03	2,7
K-W H		57,665	26,953	9,421	10,808	9,235	13,782	16,838	106,78	3,202	0,109	9,629
P		<,000	<,000	=,024	=,013	=,026	=,003	=,001	<,000	=,361	=,555	=,022

El *PMV* de pelo fue máximo en los excrementos de otoño e invierno y las diferencias estacionales fueron significativas entre todas las estaciones (*M-W U*; $P < 0,05$) excepto entre otoño e invierno. Se dieron diferencias estadísticas marcadas entre estaciones en todos los sectores excepto en CDG (Kruskal-Wallis: $H_{VDE} = 9,614$, gl = 3, $P = 0,022$; $n = 237$; $H_{CDG} = 1,471$, gl = 3, $P = 0,689$, $n = 1.060$; $H_{SMC} = 56,494$, gl = 3, $P < 0,001$, $n = 1.384$). En VDE y SMC el patrón estacional resultó similar (Fig. 58), con mayores valores en otoño e invierno que en verano, aunque en VDE el máximo se dio en primavera (65,23%) mientras que en SMC el valor de primavera (38,35%) fue casi tan bajo como el de verano (36,43%). En CDG el *PMV* de pelo se mantuvo constante todo el año (max = 56,76%; min = 54,03%). El índice de concordancia entre los tres sectores no resultó significativo (*W de Kendall* = 0,378; gl = 3; $P = 0,334$; $n = 4$).

Para el total de la muestra, el *PMV* de materia indiferenciada fue menor en otoño que en las demás estaciones (*M-W U*; $P < 0,05$). Estas variaciones estacionales fueron estadísticamente significativas en todos los sectores excepto en CDG (*K-W*: $H_{VDE} = 10,925$, gl = 3, $P = 0,012$; $H_{CDG} = 1,902$, gl = 3, $P = 0,593$; $H_{SMC} = 41,776$, gl = 3, $P < 0,001$). En VDE los *PMV* máximos se dieron en verano e invierno, en SMC hubo un máximo claro en primavera y un mínimo en otoño mientras que las demás estaciones presentaron valores intermedios y en CDG se mantuvo constante todo el año (Fig. 58).

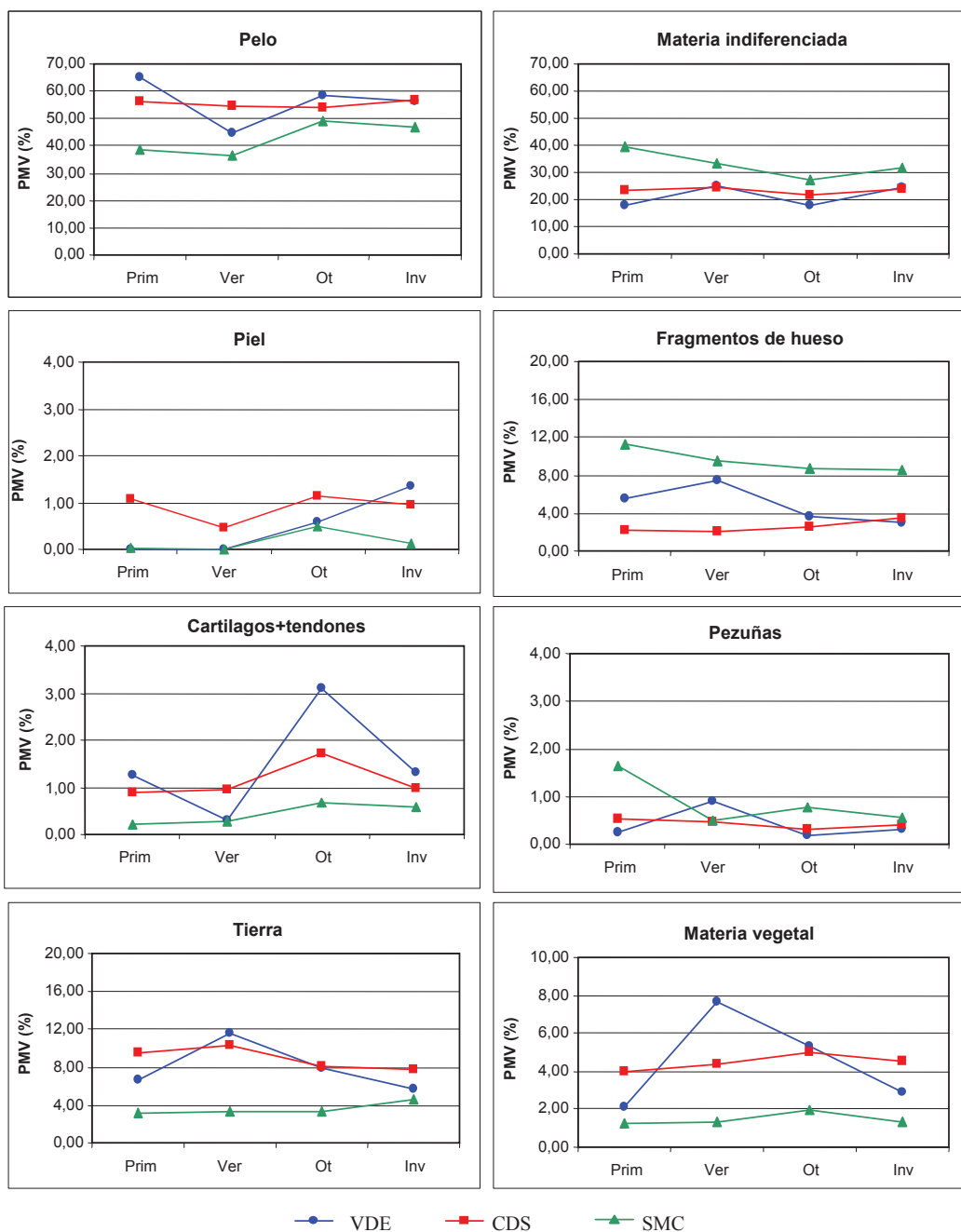


Fig. 58. Variaciones estacionales, para cada sector, en el *Porcentaje Medio de Volumen (PMV)* de los principales materiales que componen los excrementos. En azul figuran los valores de Val do Eume (VDE), en rojo los del Centro de la Dorsal Gallega (CDG) y en verde los de Sur Macizos Centrales (SMC).

En cuanto a los fragmentos de hueso (Tabla 35), en la muestra total su PMV fue mayor en primavera y verano que en invierno ($M-W U$: $P < 0,05$). En VDE y SMC (Fig. 58) se dio un patrón estacional similar con máximos en primavera y verano ($K-W$: $H_{VDE} = 10,235$, $gl = 3$, $P < 0,017$; $H_{SMC} = 15,571$, $gl = 3$, $P = 0,002$). En CDG el PMV de fragmentos de hueso aumentó de primavera a invierno ($K-W H = 8,916$; $gl = 3$; $P = 0,030$). El coeficiente de concordancia de Kendall no aportó un valor significativo entre sectores ($W = 0,111$; $P = 0,801$).

B. sylvaticum apareció de forma desigual en los excrementos de cada estación (Tabla 35), no existiendo un patrón que se repitiese en los tres sectores ($W = 0,111$; $P = 0,801$). En SMC, el PMV fue máximo en primavera y verano ($K-W H = 8,113$; $gl = 3$; $P = 0,044$), mientras que en CDG lo fue en verano y otoño ($K-W H = 8,113$; $gl = 3$; $P = 0,044$) y en VDE la estacionalidad no resultó significativa ($K-W H = 3,798$; $gl = 3$; $P = 0,284$).

Cartílagos y tendones aparecieron con frecuencia significativamente mayor en los excrementos de otoño en la muestra total (Tabla 35; $M-W U$; $P = 0,05$), así como en cada uno de los tres sectores (Fig. 58: $W = 0,911$; $P = 0,042$). Considerando la muestra de forma independiente por sectores, la estacionalidad se aproximó a ser significativa en VDE ($K-W H = 7,094$; $gl = 3$; $P = 0,069$) y SMC ($K-W H = 6,683$; $gl = 3$; $P = 0,083$).

Para el total de la muestra el PMV de pezuñas fue significativamente mayor en primavera que en las demás estaciones (Tabla 35; $P < 0,05$). Esta diferencia se debió a la muestra de SMC, que fue la única que presentó diferencias estacionales significativas ($K-W H = 19,073$; $gl = 3$; $P < 0,001$).

La aparición de restos de fruta sólo fue importante en SMC debido al consumo de uvas, apareciendo, como es lógico, únicamente en excrementos de verano ($PMV = 8,68\%$) y otoño ($3,16\%$), lo que dio lugar a una estacionalidad altamente significativa ($K-W H = 82,905$; $gl = 3$; $P < 0,001$).

Las plumas escasearon en los excrementos de VDE y CDG. En SMC aparecieron los valores más altos en invierno ($2,96\%$) y verano ($2,63\%$) comparados con primavera ($0,79\%$) y otoño ($1,34\%$) ($K-W H = 17,576$; $gl = 3$; $P = 0,001$).

El PMV de piel en los excrementos fue menor en verano que en las demás estaciones ($M-W U$; $P < 0,05$), resultando significativas las diferencias para la muestra total ($K-W H = 9,421$; $gl = 3$; $P = 0,024$) y SMC ($K-W H = 10,097$; $gl = 3$; $P = 0,018$).

El volumen de los restantes materiales resultó prácticamente insignificante. Fueron detectadas larvas de necrófagos en excrementos de CDG de primavera ($PMV = 0,03\%$), verano ($0,53\%$) y otoño ($0,19\%$); de SMC sólo en verano ($0,04\%$); y de VDE solo en otoño ($0,18\%$). En cuanto a élitros de artrópodos, sólo aparecieron en excrementos de verano ($PMV_{VDE} = 0,39\%$; $PMV_{SMC} = 0,02\%$).

Se observó una clara disminución del PMV de plumas en los excrementos a lo largo del periodo de estudio. La media del PMV entre los tres sectores pasó de 1,43 (SD = 2,18) en 2003 a 0,280 (SD = 0,49) en 2006, y esta evolución interanual descendente resultó ser estadísticamente significativa en CDG ($K-W H = 10,158$; gl = 3; $P = 0,017$) y SMC ($K-W H = 16,067$; gl = 3; $P = 0,001$).

5.1.6. Disponibilidad potencial de presas silvestres

Los índices de abundancia relativa (ap. 4.4.3.) de las potenciales presas silvestres de lobo se representan comparativamente por sectores en la figura 59.

En SMC corzo y jabalí presentaron las densidades más altas. El índice de abundancia de corzo (5,64) fue casi tres veces superior al de VDE (2,23; *Prueba U de Mann-Whitney* = 55,500; $P < 0,001$; n = 39) y casi cuatro veces superior al de CDG (1,49; *M-W U* = 32,500; $P < 0,001$; n = 47). En VDE el índice de abundancia de corzo fue ligeramente superior que en CDG, pero sin que esta diferencia resultase estadísticamente significativa (*M-W U* = 144,500; $P = 0,761$; n = 36). En SMC el jabalí (6,64) resultó ser cinco veces más abundante que en VDE (1,04; *M-W U* = 20,000; $P < 0,001$; n = 39) y cuatro veces más que en CDG (1,65; *M-W U* = 59,500; $P < 0,001$; n = 47), pero sus índices de abundancia fueron similares en VDE y CDG (*M-W U* = 99,000; $P = 0,077$; n = 36). El ciervo habita en bajas densidades en VDE y SMC, aunque la de SMC es significativamente más alta (0,08 en VDE frente a 0,60 en SMC: *M-W U* = 79,500; $P = 0,004$; n = 39). Aunque la población de conejo era escasa en toda el área de estudio, sus índices de abundancia relativa eran similares en VDE (4,90) y CDG (5,21; *M-W U* = 105,000; $P = 0,116$; n = 36) y siete veces más altos que en SMC (0,70), con diferencias significativas con respecto a CDG (*M-W U* = 30,500; $P < 0,001$; n = 47). En SMC se obtuvo el mayor índice de abundancia de liebre (10,66), prácticamente el doble que el de VDE (6,45; *M-W U* = 74,000; $P = 0,002$; n = 39) y cuatro veces superior al de CDG (2,57; *M-W U* = 12,000, $P < 0,001$, n = 47), no resultando significativa la diferencia de densidad entre estos dos últimos sectores (*M-W U* = 144,500; $P = 0,761$; n = 36). La abundancia de tejón fue más alta en CDG (1,49), seguida

de la de SMC (1,11; $M-W U = 244,000$; $P = 0,509$; $n = 47$), resultando ambas muy superiores a la de VDE (0,47; $P < 0,01$).

Las poblaciones de ungulados silvestres son más abundantes en SMC, así como la población de liebre, sin embargo es donde el conejo escasea más, siendo intermedia la densidad de tejón. Los índices de abundancia relativa indican que VDE y CDG poseen poblaciones de presas silvestres similares.

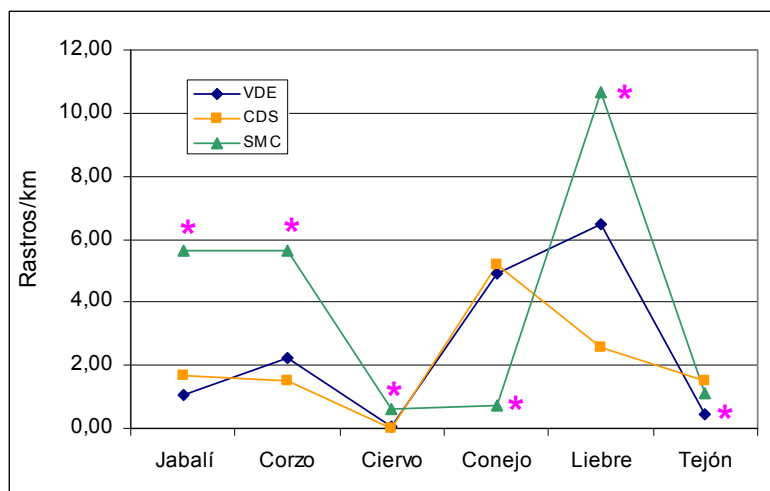


Fig. 59. Índices de abundancia relativa, expresados en número de rastros por kilómetro (I_{av}), de las potenciales presas silvestres de lobo. El asterisco indica la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre sectores.

Los ponis salvajes son localmente numerosos en los montes de VDE (400 cabezas) y en los de CDG (215), no existiendo en SMC.

La evolución interanual entre 2003 y 2006 de los índices de abundancia relativa, de las especies silvestres consideradas, se representa en la figura 60, excepto ciervo que no fue detectado todos los años. En VDE el ciervo fue detectado en 2005 y 2006, aumentando un 37,5% de un año para otro. En SMC fue detectado por primera vez en 2004; en 2005 su índice se duplicó para disminuir en 2006.

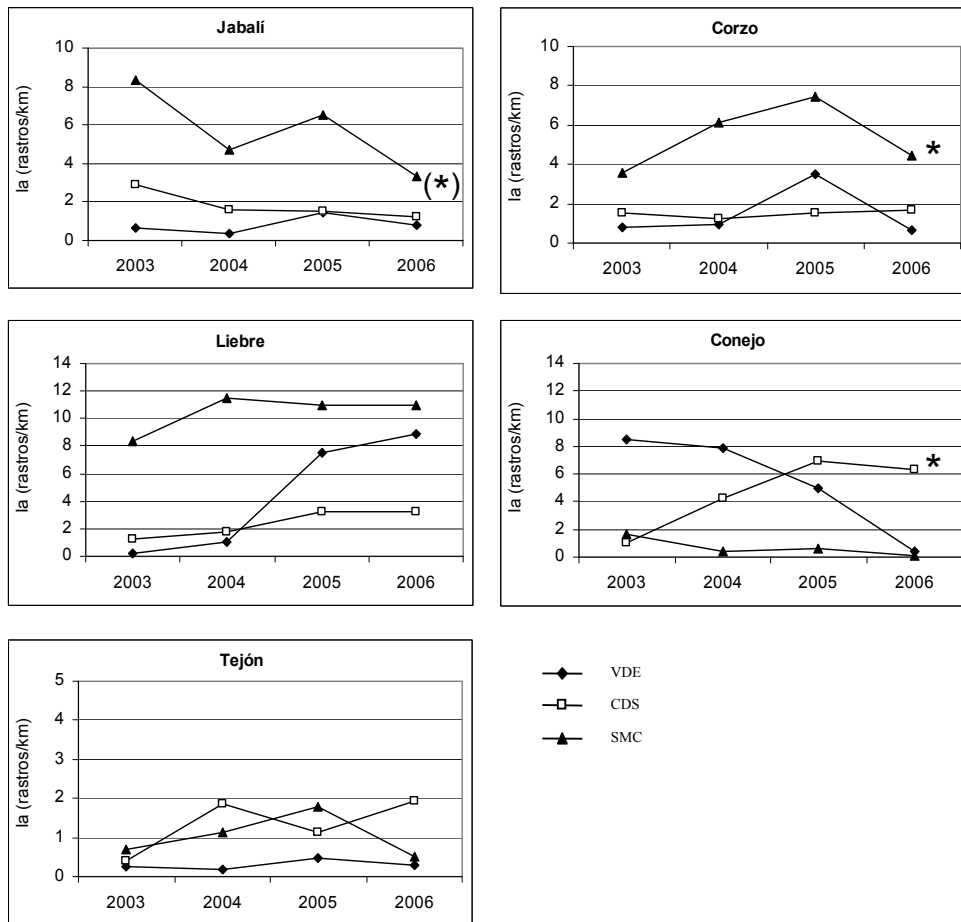


Fig. 60. Evolución de los índices de abundancia relativa de las distintas presas en cada sector entre 2003 y 2006. Se indican con un asterisco las variaciones interanuales que resultaron ser estadísticamente significativas ($P < 0,05$) y con un asterisco entre paréntesis las que se aproximaron a serlo.

Entre 2003 y 2006, en VDE la población de jabalí aumentó un 20%, en CDG descendió progresivamente un 57% y en SMC sufrió variaciones acumulando un descenso de un 60%. Sin embargo, estas variaciones no resultaron significativas en VDE ni CDG, aunque en SMC se aproximaron a serlo (*Prueba H de Kruskal-Wallis*: $H_{VDE} = 1,355$, $gl = 3$, $P = 0,716$, $n = 14$; $H_{CDG} = 2,455$, $gl = 3$, $P = 0,467$, $n = 22$; $H_{SMC} = 7,080$, $gl = 3$, $P = 0,069$, $n = 25$).

La densidad de corzo en VDE se multiplicó por cuatro entre 2003 y 2005, pasando de un índice de 0,83 rastros/km a otro de 3,53, pero en el 2006 este índice descendió bruscamente a

0,65 rastros/km. Estas oscilaciones no resultaron ser estadísticamente significativas ($K-W H = 1,545$; $gl = 3$; $P = 0,672$; $n = 14$). En CDG la población de corzo parece haberse mantenido entre 1,23 - 1,65 rastros/km, con pequeñas oscilaciones, apreciándose entre 2003 y 2006 un aumento en su densidad de un 6%, que no resultó estadísticamente significativo ($K-W H = 0,729$; $gl = 3$; $P = 0,866$; $n = 22$). En SMC la población de corzo aumentó un 108% entre 2003 y 2005, pasando de 3,56 a 7,41 rastros/km, pero en 2006 su densidad descendió bruscamente a 4,44 rastros/km ($K-W H = 8,223$; $gl = 3$; $P = 0,042$; $n = 25$).

La población de conejo se incrementó un 480% en CDG ($K-W H = 8,355$; $gl = 3$; $P = 0,039$; $n = 22$), pero se redujo un 96% en VDE ($K-W H = 4,898$; $gl = 3$; $P = 0,179$; $n = 14$) y un 93% en SMC ($K-W H = 6,434$; $gl = 3$; $P = 0,092$; $n = 25$). En cuanto a la liebre, su aumento en VDE no resultó ser estadísticamente significativo ($K-W H = 5,041$; $gl = 3$; $P = 0,169$; $n = 14$), al igual que tampoco los fueron las variaciones de los índices en los otros sectores.

Finalmente, no se observaron tendencias significativas en la evolución del índice de abundancia de tejón en ninguno de los sectores ($P > 0,05$).

5.1.7. Dieta del lobo en relación con las disponibilidades tróficas

Para analizar si en cada sector el consumo que los lobos realizaron de las presas silvestres fue proporcional al tamaño de las poblaciones de éstas, se empleó en primer lugar un sistema de rangos, clasificando por rangos el Índice de Abundancia y la Frecuencia de Aparición en la dieta de cada especie para ordenar los sectores según estos valores. En la tabla 36 se observa que prácticamente todas las especies fueron consumidas según su disponibilidad en el medio, ya que los rangos por sectores de la frecuencia de aparición en la dieta están ordenados de acuerdo con los rangos de abundancia de las poblaciones también por sectores (ap. 4.4.3.). La liebre supuso una excepción a este patrón. En el caso de corzo y ciervo su consumo estuvo claramente ligado a su abundancia. En el caso de jabalí y tejón el acuerdo entre rangos fue sólo parcial. El consumo y abundancia de jabalí fueron máximos en SMC, pero no concordaron en VDE y CDG, puesto que los índices de abundancia resultaron mayores en CDG mientras que su prevalencia en la dieta fue mayor en VDE. El consumo de tejón fue mayor en VDE que en SMC pero su abundancia en el medio fue mayor en SMC. No se ha incluido en estos análisis el conejo de monte porque prácticamente todo el que consumieron los lobos fue conejo doméstico procedente de despojos de granjas.

Tabla 36. Comparación de índices de abundancia relativa (I_{as}) y frecuencias de aparición en la dieta ($Fa\%$) entre sectores. En las dos últimas columnas se presentan los resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis y χ^2 , con su grado de significación (P), para las diferencias de estas dos variables entre sectores. La columna de rangos incluye dos números separados por un guión: el primero es el orden de importancia de cada sector en cuanto a la abundancia de la especie considerada y el segundo el orden en cuanto a la frecuencia de aparición de esa especie en la dieta. Se señalan con tres asteriscos las especies cuyos rangos no concuerdan y con dos aquellas que concuerdan parcialmente. El índice de apetencia Ia/Fa indica mayor apetencia del lobo por una determinada presa cuanto más próximo sea a cero.

	VDE				CDG				SMC				H	χ^2
	I_{as}	$Fa\%$	Rango	Ia/Fa	I_{as}	$Fa\%$	Rango	Ia/Fa	I_{as}	$Fa\%$	Rango	Ia/Fa	I_{as}	$Fa\%$
Jabalí **	1,04	2,28	3-2	0,46	1,65	2,07	2-3	0,80	5,64	18,86	1-1	0,30	31,15; $P<,001$	211,56; $P<,001$
Corzo	2,23	13,36	2-2	0,17	1,49	6,39	3-3	0,23	5,64	49,04	1-1	0,12	28,2; $P<,001$	605,51; $P<,001$
Ciervo	0,08	0,33	2-2	0,24	0	0	3-3		0,6	2,38	1-1	0,25	79,5; $P=,004$	4,43; $P=,04$
Tejón **	0,47	0,98	3-2	0,48	1,49	0,99	1-1	1,51	1,11	0,33	2-3	3,36	13,66; $P=,001$	4,89; $P=,087$
Liebre ***	6,45	0,00	2-3		2,57	1,17	3-1	2,20	10,66	0,46	1-2	23,17	29,43; $P<,001$	7,08; $P=,029$

Si comparamos consumo y disponibilidad de presas entre sectores empleando, además de los rangos, el índice de apetencia Ia/Fa (ap. 4.4.3.; Tabla 36), observamos que la apetencia del lobo por corzo y jabalí fue máxima en SMC y mínima en CDG, presentando valores intermedios en VDE. En el caso de ciervo resultó muy similar en VDE y SMC. La apetencia del lobo por tejón fue máxima en VDE y mínima en SMC, donde el índice presentó valores muy altos. También en el caso de liebre en SMC, el índice presentó valores extremadamente altos, que indican rechazo.

El índice de apetencia también se empleó para evaluar la apetencia del lobo entre las tres especies de ungulados. Observamos una mayor apetencia por corzo que por jabalí y ciervo en los tres sectores (Tabla 36).

Para estudiar la selección trófica de entre jabalí y corzo (Fig. 61), se ha ajustado una relación lineal a la relación entre su frecuencia de aparición en la dieta y su índice de abundancia en el medio ($R^2 = 0,32$; $P < 0,001$). Si todas las observaciones se situaran en torno a esta línea de tendencia, existiría una fuerte relación lineal directa que indicaría que un aumento en los índices de abundancia produce asimismo un aumento en la frecuencia de aparición de dicha presa en la dieta. Esto significaría un consumo proporcional a la presa más disponible, es decir,

falta de preferencia. Pero se aprecia como la gran mayoría de las observaciones correspondientes a jabalí se sitúan por debajo de la línea de tendencia mientras que las observaciones de corzo se sitúan por encima, lo cual indica una preferencia de los lobos por el corzo. Al ajustar los datos de corzo y jabalí por separado mediante un ajuste polinómico se obtuvieron índices de correlación ligeramente superiores a la recta ajustada para el conjunto de la muestra, tanto para corzo ($R^2 = 0,42$; $P < 0,001$) como jabalí ($R^2 = 0,51$; $P < 0,001$), y unas curvas con una mayor componente ascendente para corzo que para jabalí, lo que indica que cuando aumenta el índice de abundancia de jabalí, su aparición en la dieta no aumenta de forma tan marcada como lo hace en el caso del corzo. Se puede interpretar que los lobos consumen el corzo de manera acusadamente alta con respecto a su presencia en el medio.

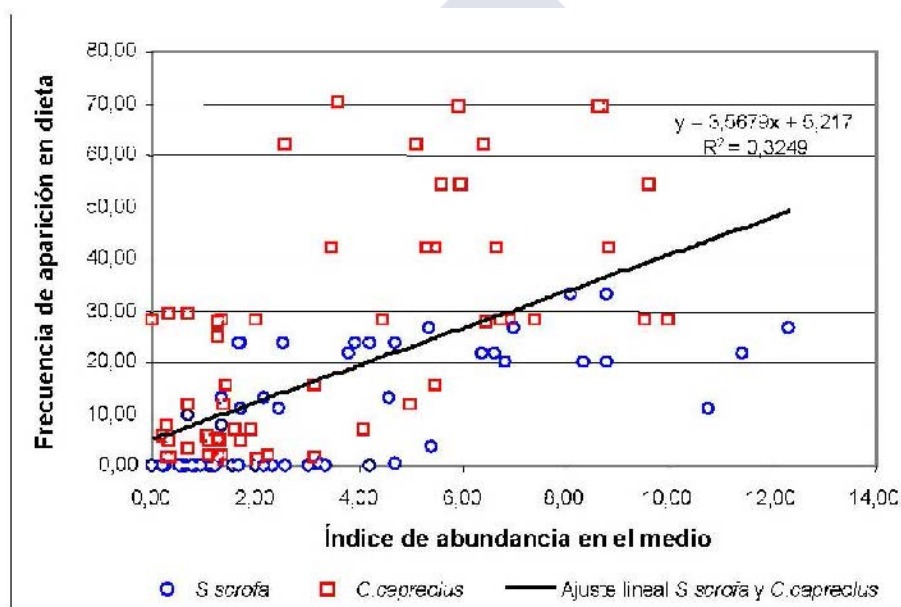


Fig. 61. Gráfico de dispersión en el que se representa la frecuencia de aparición en la dieta frente a índice de abundancia en el medio para corzo (cuadrados rojos) y jabalí (círculos azules). La línea ajusta el conjunto de casos a una relación lineal ($n = 120$).

Los resultados de índice de Ivlev modificado por Jacobs (1974) calculado para los ungulados silvestres (ap. 4.4.3.), indicaron que en todos los sectores, los lobos mostraron predilección por corzo (VDE $D_i = 0,46$; CDG $D_i = 0,55$; SMC $D_i = 0,44$). Sin embargo, los índices de Ivlev para jabalí (VDE $D_i = -0,48$; CDG $D_i = -0,55$; SMC $D_i = -0,42$), indicaron que esta presa fue seleccionada negativamente. El consumo de ciervo fue proporcional a su

importancia en la comunidad de ungulados silvestres, puesto que los índices de Ivlev fueron próximos a cero (VDE $D_i = -0,10$; SMC $D_i = -0,21$).

De los restantes recursos tróficos de importancia en la dieta: ponis salvajes, ganado y animales de granja, hemos calculado la densidad en cada sector en toneladas por km² (ap. 4.4.3.). Así que, para analizar si en cada sector el consumo que los lobos realizaron de ponis salvajes y de ganado fue proporcional a su abundancia en el medio, se recurrió al mismo sistema de rangos, pero en esta ocasión en función de la densidad de población de cada especie en cada sector y a la frecuencia de aparición en la dieta. También se calculó el índice de apetencia (ap. 4.4.3.).

En general se aprecia que, entre sectores, los rangos de consumo coincidieron con los rangos de abundancia de las especies (Tabla 37). Únicamente en el caso de ganado ovicaprino no coincidieron plenamente: la densidad es máxima en SMC y sin embargo el consumo fue mínimo, mientras que en VDE la densidad es menor y este tipo de ganado alcanzó la mayor prevalencia en la dieta.

Tabla 37. Comparación de la densidad de ponis salvajes, ganado y animales de granja, presentada como censo en toneladas por km² (ap. 4.4.3), con la frecuencia de aparición de cada especie en la dieta F_a (%). La comparación se realiza mediante rangos: el primero es el orden de importancia de cada sector en cuanto al censo de la especie considerada y el segundo el orden en cuanto a la frecuencia de aparición de esa especie en la dieta. El índice de apetencia $Dens/F_a$ indica mayor apetencia del lobo por una determinada especie cuanto su valor sea más próximo sea a cero.

	VDE				CDG				SMC			
	Densidad (Tm/km ²)	F_a (%)	Rangos	$Dens/F_a$	Densidad (Tm/km ²)	F_a (%)	Rangos	$Dens/F_a$	Densidad (Tm/km ²)	F_a (%)	Rangos	$Dens/F_a$
Ponis salvajes	0,45	37,13	1-1	0,01	0,25	34,47	2-2	0,01	0,00	0	3-3	
Ganado												
Bovino	57,57	19,54	2-2	2,95	101,30	23,40	1-1	4,33	6,08	0,66	3-3	9,22
Ovino-caprino **	1,18	10,75	3-1	0,11	1,70	8,01	2-2	0,21	2,25	5,76	1-3	0,39
Granjas industriales												
Porcino	0,31	2,93	3-3	0,11	8,69	13,05	1-1	0,67	1,93	4,43	2-2	0,44
Aves de corral	<0,01	0	3-3		0,01	0,09	2-2	0,09	0,49	6,02	1-1	0,08
Conejos	<0,01	0,98	3-3	<0,01	<0,01	1,17	2-2	<0,01	0,01	1,39	1-1	0,01

Los índices de apetencia (Tabla 37) muestran que los ponis fueron la especie más apetecida en VDE y CDG, donde el índice alcanzó valores iguales. El ganado bovino presentó los índices de apetencia más altos (menor apetencia) y, entre sectores, una apetencia máxima en VDE y mínima en SMC. Observamos una mayor apetencia por ganado ovicaprino que por el bovino en los tres sectores y que fue máxima en VDE y mínima en SMC. En el caso de los animales de granja disponibles para los lobos como carroña, la apetencia resultó mayor para aves y conejos puesto que su escaso peso proporciona unos valores de T_m/km^2 muy bajos.

Comparando con la apetencia por las especies silvestres (Tabla 36), observamos que el poni fue más apetecido que cualquier especie silvestre en VDE y CDG. Sin embargo el ganado vacuno fue menos apetecido que cualquiera de las demás especies.

En CDG hemos consideráramos únicamente el censo de ganado vacuno semiextensivo (1.244 cabezas = $28,36 T_m/km^2$) para calcular el índice de apetencia, obteniendo un valor de 1,21. Esta forma de cálculo sólo tiene en cuenta el ganado accesible para el lobo, cuya densidad es comparable con la de ponis. Este valor también indica una menor apetencia por el ganado vacuno que por los ponis.

El índice de Ivlev calculado entre ponis salvajes, ganado bovino y ganado ovino-caprino (ap. 4.4.3.) mostró que el poni fue la especie consumida de forma más desproporcionadamente alta en VDE y CDG ($D_i = 0,99$ y $D_i = 1,00$ respectivamente), lo que indica selección trófica. En el caso de las vacas, si se considera el censo total, se obtienen que los lobos consumieron vaca de manera desproporcionadamente baja en comparación con su presencia en el medio (VDE: $D_i = -0,98$; CDG: $D_i = -0,98$; SMC: $D_i = -0,92$). El ganado ovino-caprino fue también seleccionado positivamente (VDE: $D_i = 0,81$; CDG: $D_i = 0,78$; SMC: $D_i = 0,92$).

En CDG el índice de Ivlev obtenido considerando únicamente ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo, indicó una fuerte selección trófica del lobo por los ponis ($D_i = 0,99$), en comparación con el ganado vacuno semiextensivo, que parece ser consumido de manera desproporcionadamente baja en relación a su abundancia en el medio ($D_i = -0,99$).

Para determinar si el consumo por lobo de presas silvestres evolucionó en respuesta a las variaciones en las densidades de éstas, se analizaron las correlaciones entre los valores anuales de los índices de abundancia (I_{aA}) de las distintas especies de presas silvestres y su frecuencia de aparición en la dieta (F_a) en los mismos años (Tabla 38). Se obtuvo correlación positiva para jabalí, corzo y ciervo, resultando ser estadísticamente significativa en el caso de corzo y

aproximándose en el de las otras dos especies. Esta correlación indica que las variaciones de densidad en el medio llevaron asociadas variaciones del mismo sentido en la frecuencia de aparición en la dieta. En general, los datos muestran que la dieta respondió a la evolución de las densidades de presas en el medio.

Tabla 38. Evolución interanual de los índices relativos de abundancia (Ia_A) y de la frecuencia de aparición en la dieta ($Fa\%$). Para cada especie, se presentan los coeficientes de correlación de Spearman y su significación asociada ($n = 12$).

Sector	Año	Jabalí		Corzo		Ciervo		Liebre		Tejón	
		Ia_A	$Fa\%$	Ia_A	$Fa\%$	Ia_A	$Fa\%$	Ia_A	$Fa\%$	Ia_A	$Fa\%$
VDE	2003	0,68	4,40	0,83	4,40	0,00	0,00	0,26	0,00	0,26	1,10
	2004	0,35	8,57	0,97	5,71	0,00	0,00	1,04	0,00	0,17	2,86
	2005	1,43	0,00	3,53	18,00	0,10	0,67	7,50	0,00	0,48	0,67
	2006	0,82	0,00	0,65	25,81	0,16	0,00	8,93	0,00	0,31	0,00
CDG	2003	2,93	1,98	1,55	3,96			1,30	0,00	0,41	0,00
	2004	1,60	2,46	1,23	1,48			1,80	2,46	1,88	2,96
	2005	1,53	0,84	1,52	6,46			3,22	1,12	1,11	1,40
	2006	1,25	2,88	1,65	9,09			3,22	0,89	1,93	0,00
SMC	2003	8,31	31,08	3,56	24,32	0,00	1,35	8,31	0,45	0,71	0,00
	2004	4,70	23,00	6,10	34,74	0,69	3,99	11,52	1,17	1,13	0,47
	2005	6,49	15,96	7,41	61,01	1,13	1,82	10,95	0,20	1,79	0,61
	2006	3,36	10,60	4,44	64,40	0,34	1,90	11,02	0,00	0,52	0,00
		$r_s = 0,57, P = 0,05$		$r_s = 0,65, P = 0,02$		$r_s = 0,70, P = 0,05$		$r_s = 0,20, P = 0,53$		$r_s = 0,03, P = 0,89$	

Para el conjunto de la muestra de los tres sectores las gráficas de dispersión (Fig. 62) sugieren la existencia de una correlación entre los índices de abundancia y la frecuencia de aparición en la dieta en el caso de jabalí, corzo y ciervo. Las curvas de ajuste cuadráticas proporcionaron un coeficiente de regresión $R^2 > 0,6$ para estas tres especies, significativo ($P < 0,05$) en el caso de jabalí y corzo, mientras que en ciervo se aproximó a ser significativo ($P = 0,06$).

En el caso de jabalí, observamos una respuesta de la frecuencia de aparición en la dieta del lobo a las variaciones en los índices de abundancia de esta especie (Fig. 62). Las variaciones de los índices de abundancia de jabalí en VDE y CDG no presentaron significación estadística (ap. 5.1.6.), lo que puede explicar que el aparente aumento de la población de jabalí en VDE no

se viera acompañado de un aumento de su frecuencia de aparición en la dieta y que, la disminución del valor de los índices de abundancia en CDG, únicamente se viera acompañada de oscilaciones en la frecuencia de aparición en la dieta. En SMC el descenso de los índices de abundancia de jabalí se vio acompañado de una disminución progresiva de su importancia en la dieta (Tabla 38).

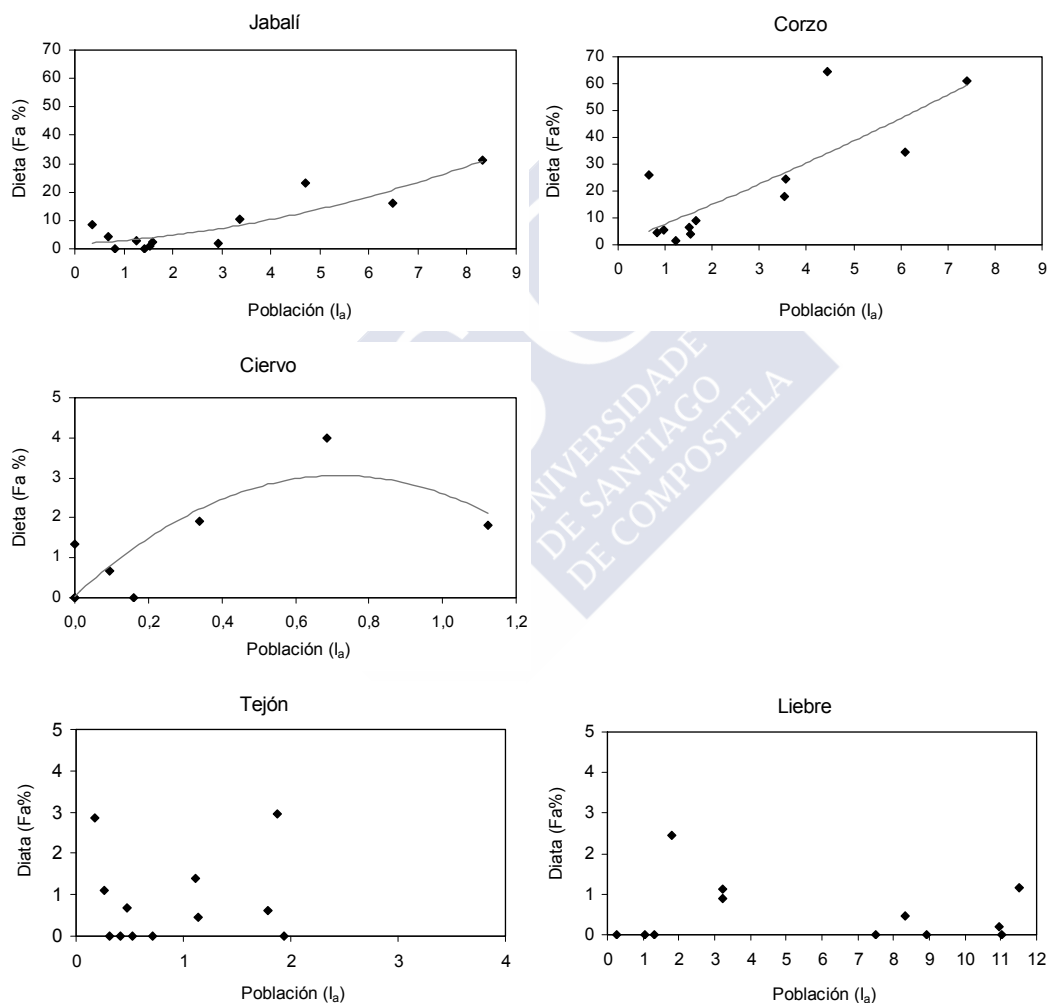


Fig. 62. Relación entre la frecuencia de aparición en la dieta ($Fa\%$) y el índice de abundancia de las poblaciones animales (I_a). Datos conjuntos de los tres sectores durante el periodo 2003-2006. Ajustes cuadráticos: Jabalí $R^2 = 0,789$, $P = 0,001$; Corzo $R^2 = 0,648$, $P = 0,009$; Ciervo $R^2 = 0,677$; $P = 0,059$. Para tejón y liebre no se presentan las curvas ajustadas debido a su escaso coeficiente de correlación y falta de significación estadística.

En el caso de corzo, el aumento de su prevalencia en la dieta, coincidió de manera paralela con un aumento de su abundancia en el medio (Fig. 62), salvo el descenso de los índices de abundancia de 2006 en VDE y SMC (Tabla 38).

Liebre y tejón no mostraron una relación evidente entre el tamaño relativo de sus poblaciones y su frecuencia de aparición en la dieta (Tabla 38; Fig. 62). En VDE la liebre no apareció en la dieta ningún año, independientemente de su abundancia en el medio. En CDG y SMC tampoco se observó ninguna asociación entre la evolución de la abundancia de liebre y del consumo. En cuanto a tejón se observó cierta relación entre las variaciones en el índice de abundancia y su frecuencia de aparición en la dieta en CDG y SMC.



5.2. Ecología de los ponis salvajes y la depredación por lobo

5.2.1. Ecología reproductora de los ponis salvajes

El estudio sobre la ecología reproductora de los ponis salvajes fue realizado en dos de los montes en los que se llevó a cabo su seguimiento: Campelo y Uceira, ya que sobre los otros dos (3.2.2.) no se dispuso de la información completa (4.2.8.).

5.2.1.1. Tasa de partos de las yeguas

La tasa reproductora interanual (2006-2008) fue 0,67 sobre el total de yeguas estudiadas, 0,71 en Campelo y 0,60 en Uceira (Tabla 39). La diferencia entre ambas localidades no resultó ser estadísticamente significativa ($\chi^2_{\alpha} = 1,702$; gl = 1; $P = 0,192$; n = 206). No se observaron variaciones interanuales estadísticamente significativas ni en Campelo (Tabla 39; $\chi^2 = 0,464$; gl = 2; $P = 0,793$; n = 146), ni en Uceira ($\chi^2 = 1,667$; gl = 2; $P = 0,435$; n = 60).

Tabla 39. Número de yeguas estudiadas cada año en Campelo (CPL) y Uceira (UC), potros nacidos y tasas reproductoras calculadas como número de potros entre número de yeguas.

Monte		2006	2007	2008	Total
CPL	Yeguas	50	50	46	146
	Potros	37	34	32	103
	Tasa reproductora	0,74	0,68	0,70	0,71
UC	Yeguas	20	20	20	60
	Potros	10	12	14	36
	Tasa reproductora	0,50	0,60	0,70	0,60
Total	Yeguas	70	70	66	206
	Potros	47	46	46	139
	Tasa reproductora				0,67

Durante los tres años de estudio nacieron un total de 139 potros, observándose además 10 casos de abortos o mortalidad neonatal (ap. 4.2.9.). La mayoría de estos casos (8) se correspondieron con yeguas preñadas que dejaron de estarlo, sin que llegáramos a ver sus potros, por lo que éstos debieron haber nacido muertos o haber muerto al poco de nacer; en 2

ocasiones localizamos restos de los fetos. El resto de los casos (2) fallecieron yegua y potro durante el parto. La tasa de abortos interanual o mortalidad neonatal (ap. 4.4.4.) fue de 0,05 (10 abortos sobre 206 yeguas).

En la Tabla 40 se presenta el número de partos que tuvieron cada una de las 66 yeguas que permanecieron en el monte durante los tres periodos reproductores estudiados. La yegua más joven cumplió 3 años la primavera de 2006 y no parió hasta alcanzar los 5 años de edad.

Tabla 40. Número de partos de cada una de las 66 yeguas de la muestra, durante los 3 periodos reproductores estudiados.

Monte	3 partos	2 partos	1 parto	0 partos
CPL	21	13	8	4
UZ	5	7	7	1
TOTAL	26	20	15	5

Se analizó si el hecho de que el potro permaneciera con su madre durante la totalidad de su primer año de vida, afectaba negativamente a la probabilidad de parto en los años siguientes. El porcentaje de yeguas paridas no mostró diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2 = 3,499$; gl = 2; $P = 0,174$; $n = 136$) entre las yeguas cuyos potros habían permanecido con ellas durante todo el año (81% parió al año siguiente), frente a las que habían perdido el potro o les había sido retirado (70%) y frente a las que no habían parido (59%). Considerando la influencia del tiempo de permanencia del potro con la yegua en la probabilidad de parto de ésta dos años después, se obtuvieron las mayores frecuencias de partos (88%) para las yeguas cuyos potros habían permanecido con ellas todo el año anterior y para las que habían perdido su potro o les había sido retirado (80%) también el año anterior, y las menores para las yeguas que no habían parido (48%) ($\chi^2 = 8,169$; gl = 2; $P = 0,017$; $n = 66$); no existiendo diferencias significativas en la probabilidad de partos de los dos primeros grupos (*Estadístico Exacto de Fisher* = 0,242; gl = 1; $P = 1,00$; $n = 43$).

5.2.1.2. Razón de sexos al nacer.

De los 139 potros nacidos, se pudo determinar el sexo de 133: 69 machos y 64 hembras, obteniéndose una razón de 1,08 machos por hembra. Razón que no difirió de forma estadísticamente significativa de 1:1 para el total de la muestra ($G = 0,188$; gl = 1; $P = 0,665$), en ninguno de los montes ni en ninguno de los años (Tabla 41; *Test G*, $P > 0,05$). Tampoco se

detectaron diferencias estadísticamente significativas en la razón de sexos entre montes, ni para el total de la muestra ($\chi^2 = 1,093$; gl = 1; $P = 0,296$; $n = 133$) ni para cada año por separado ($P > 0,05$), así como tampoco interanualmente ($\chi^2 = 0,551$; gl = 2; $P = 0,759$; $n = 133$).

Tabla 41. Razón de sexos de los potros al nacer, expresada en número de machos por cada hembra.

	2006	2007	2008	Total
CPL	1,29	1,54	0,88	1,20
UZ	0,67	0,71	1,00	0,80
Total	1,10	1,25	0,92	1,08

5.2.1.3. Color de la capa al nacer

El 55% de los potros nacidos eran castaños y castaños oscuros, el 33% alazanes y tostados y el 12% negros y grises ($G = 40,466$; gl = 2; $P < 0,001$; $n = 139$). Esta diferencia entre las frecuencias de potros de cada color y las esperadas si todos los colores aparecieran con la misma proporción, resultó significativa en Campelo: 57% castaños y castaños oscuros, 31% alazanes y tostados y 12% grises-negros ($G = 33,079$; gl = 2; $P < 0,001$; $n = 102$); así como en Uceira: 49% castaños, 28% alazanes y 13% grises-negros ($G = 8,131$; gl = 2; $P = 0,017$; $n = 37$). Analizando los colores de los potros nacidos cada año (2006-2008), existieron diferencias significativas en el porcentaje de potros de cada capa todos los años, excepto en Campelo en 2007 y en Uceira en 2008 (*Prueba G*; $P > 0,05$). La proporción de potros de cada capa no presentó diferencias significativas entre montes ($\chi^2_{cc} = 0,746$; gl = 2; $P = 0,689$; $n = 139$).

5.2.1.4. Fenología de los partos.

La práctica totalidad de los partos tuvieron lugar a lo largo de la primavera y al comienzo del verano (Fig. 63). En el periodo de 113 días comprendido entre el 16 de marzo y el 7 julio, nació el 99% de los potros ($n = 139$). Hubo dos partos hacia el final del verano inicios del otoño (Fig. 63). Entre el 1 de abril y el 30 junio se concentró el 97% de los partos y tan sólo cuatro potros nacieron fuera de ese periodo. No fueron registrados partos a lo largo de la mayor parte del otoño y el invierno (2ª quincena de octubre a 1ª de marzo) y tampoco en la época central del verano (2ª quincena de julio y agosto).

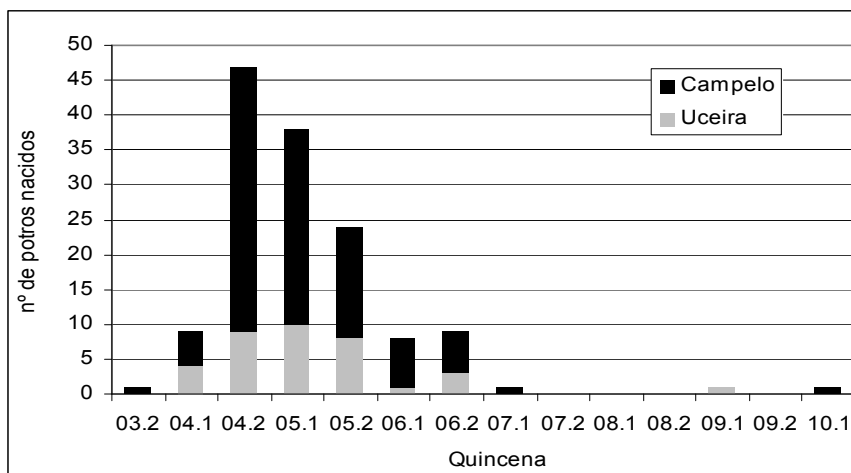


Fig. 63. Distribución por quincenas de los nacimientos de potros ($n = 139$) en los montes Campelo (103) y Uceira (36). Las quincenas se representan como “número mes.número quincena”, es decir, “03.2” representa la segunda quincena de marzo.

La fecha más temprana de partos fue el 16 de marzo y la más tardía el 10 de octubre. El periodo de partos, considerado como aquel que concentró el 80% central de los nacimientos (ap. 4.4.4.), comenzó el 16 de abril y finalizó el 9 de junio, abarcando un total de 54 días (Tabla 42). Como media entre los tres años de estudio, el periodo de partos abarcó 47 días ($SD = 17$) en Campelo y 45 días ($SD = 21$) en Uceira.

La fecha media global de nacimiento de los potros (ap. 4.4.4.) se situó en el 9 de mayo (Tabla 42). Considerando la muestra total, las fechas medias se diferenciaron tan sólo 3 días entre Campelo y Uceira (U de Mann-Whitney = 1.712,50; $P = 0,496$; $n = 139$). Tampoco se observaron diferencias significativas en 2007 y 2008 ($M-W U$; $P > 0,05$) aunque sí en 2006 ($M-W U = 88,00$; $P = 0,010$; $n = 139$). La fecha media de nacimientos varió durante los tres años de estudio en Campelo, entre el 30 de abril y el 17 de mayo (Tabla 42: *Prueba H de Kruskal-Wallis* = 10,527; $gl = 2$; $P = 0,005$; $n = 103$); estas diferencias estuvieron marcadas por un retraso en la fecha media de nacimientos en 2008 (17 mayo) con respecto a 2006 (30 abril; $M-W U = 327,50$; $P = 0,001$; $n = 69$) y a 2007 (7 de mayo; $M-W U = 371,00$; $P = 0,026$; $n = 66$). En Uceira (Tabla 42) también se observaron diferencias interanuales en cuanto a las fechas medias de partos, en 2007 se adelantó (24 abril) de forma significativa en comparación con 2006 (13 mayo; $M-W U = 25,00$; $P = 0,021$; $n = 22$) y 2008 (24 mayo; $M-W U = 40,00$; $P = 0,023$; $n = 26$).

Tabla 42. Estadísticos descriptivos de las fechas de nacimiento de los potros por año en Campelo y Uceira. n es el número de potros nacidos. Se detalla: fecha media de nacimientos, fechas del primer y último parto, longitud del periodo de partos que concentra el 80% central de los nacimientos, y la sincronización como rango intercuartílico o número de días en el que nace el 50% de los potros.

	n	Fecha media	Primer parto	Último parto	Longitud periodo 80% partos (P ₁₀ - P ₉₀)	Sincronización: rango intercuartílico (Q ₁ -Q ₃)
CPL						
2006	37	30-abr	16-abr	16-jun	29 (16 abril - 16 mayo)	20 (18 abril - 8 mayo)
2007	34	07-may	02-abr	10-oct	50 (8 abril - 29 mayo)	19 (21 abril - 10 mayo)
2008	32	17-may	16-mar	07-jul	62 (20 abril - 21 junio)	41 (25 abril - 4 junio)
Total	103	08-may	16-mar	10-oct	53 (17 abril - 8 junio)	27 (20 abril - 16 mayo)
UC						
2006	10	13-may	22-abr	04-jun	25 (1 mayo- 26 mayo)	20 (3 mayo - 23 mayo)
2007	12	24-abr	01-abr	25-may	44 (3 abril - 17 mayo)	26 (14 abril -10 mayo)
2008	14	24-may	12-abr	06-sep	67 (21 abril - 27 junio)	48 (30 abril - 17 junio)
Total	36	11-may	01-abr	06-sep	62 (14 abril - 14 junio)	31 (22 abril - 23 mayo)
Total						
2006	47	03-may	16-abr	16-jun	35 (17 abril - 22 mayo)	22 (20 abril - 12 mayo)
2007	46	04-may	01-abr	10-oct	50 (5 abril - 25 mayo)	20 (20 abril - 10 mayo)
2008	46	19-may	16-mar	06-sep	68 (19 abril - 26 junio)	39 (28 abril - 6 junio)
Total	139	09-may	16-mar	10-oct	54 (16 abril - 9 junio)	29 (20 abril - 18 mayo)

Observando los datos por quincenas, el periodo en el que nació mayor proporción de potros todos los años comprendió la segunda quincena de abril y la primera de mayo (61%). El periodo comprendido entre la segunda quincena de abril y el mes de mayo concentró el 78% de los partos. El pico de nacimientos tuvo lugar con un adelanto de una quincena en Campelo (04.2) con respecto a Uceira (05.1): la segunda quincena de abril (04.2) fue la que acumuló un mayor porcentaje de nacimientos en Campelo todos los años (media = 36,3%; SD = 11,9; n = 3), mientras que en Uceira fue la primera de mayo (05.1) (media = 28,4%; SD = 11,7; n = 3), excepto en 2007 que se adelantó también a la segunda de abril. Sin embargo, la diferencia en la distribución quincenal de los partos entre estos dos montes no resultó estadísticamente diferente en ninguno de los tres años (*E.E. Fisher*, $P > 0,05$).

Considerando la muestra total, se apreciaron diferencias en la distribución quincenal de los nacimientos entre años (Fig. 64; *E.E. Fisher* = 30,424; gl = 18; $P = 0,006$; n = 139). Las diferencias más marcadas se dieron en 2008, cuando los nacimientos se repartieron de forma más homogénea entre abril y junio (Fig. 64), diferenciándose significativamente tanto de 2006 (*E.E. Fisher* = 13,785; gl = 8; $P = 0,039$; n = 93), como de 2007 (*E.E. Fisher* = 16,951; gl = 9; $P = 0,018$; n = 92). Entre 2006 y 2007, las diferencias (*E.E. Fisher* = 11,303; gl = 6; $P = 0,043$; n

= 93) estuvieron marcadas por un comienzo más tardío de los nacimientos en 2006 (Fig. 64). Esta alteración en los nacimientos de 2008 tuvo lugar sólo en Campelo ($E.E. Fisher = 25,534$; $gl = 16$; $P = 0,014$; $n = 103$).

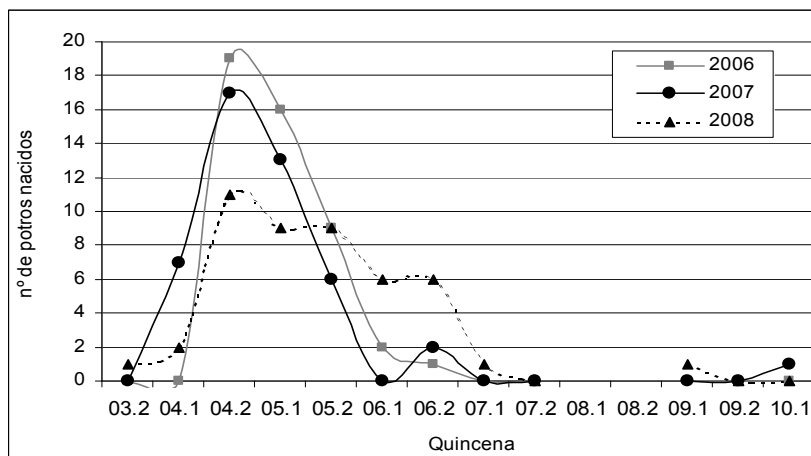


Fig. 64. Distribución por quincenas de los nacimientos de potros en cada uno de los tres años de estudio: 2006 ($n = 47$), 2007 ($n = 46$) y 2008 ($n = 46$).

Tomando el rango intercuartílico global de las fechas de partos (Tabla 42: 29 días) centrado en la mediana de cada año, de cada monte y de cada año para cada monte, se obtuvo el periodo de sincronización reproductora (Tabla 43). Para analizar las diferencias en la sincronización reproductora entre montes y entre años, se comparó mediante una prueba χ^2 la proporción de potros que nacieron dentro y fuera de este periodo. Ésta resultó ser similar en ambos montes ($\chi^2_{cc} = 0,316$; $gl = 1$; $P = 0,574$; $n = 139$). Interanualmente, la proporción de potros nacidos durante el periodo de sincronización disminuyó entre el 2006 y el 2008 (Tabla 43: $\chi^2 = 7,004$; $gl = 2$; $P = 0,030$; $n = 139$). Esta diferencia se observó únicamente en Campelo, donde en 2008 nacieron en el periodo de sincronización únicamente un 38% de los potros frente a un 68% en 2007 ($\chi^2_{cc} = 6,015$; $gl = 1$; $P = 0,014$; $n = 66$) y un 70 % en 2006 ($\chi^2 = 6,182$; $gl = 1$; $P = 0,013$; $n = 69$) (Tabla 43). Este efecto de disminución de la sincronización entre 2006 y 2008 también se aprecia en la figura 65 como el aumento del rango intercuartílico en 2008, y se detalla para cada monte en la Tabla 43.

Tabla 43. Periodos de sincronización reproductora calculados como el rango intercuartílico global centrado en la mediana de cada año para Campelo, Uceira y total anual. Para cada año: detalle de mediana de las fechas de partos, fechas que delimitan el periodo de sincronización y % de partos en este periodo.

Año	Campelo			Uceira			Total anual		
	Mediana	Periodo Sincron.	% partos	Mediana	Periodo Sincron.	% partos	Mediana	Periodo Sincron.	% partos
2006	1 mayo	17 abril-15 mayo	70	12 mayo	28 abril-26 mayo	80	3 mayo	19 abril-17 mayo	60
2007	1 mayo	17 abril-15 mayo	68	21 abril	7 abril-5 mayo	50	29 abril	15 abril-13 mayo	65
2008	16 mayo	2 mayo-30 mayo	38	11 mayo	27 abril-25 mayo	50	15 mayo	1 mayo-29 mayo	39
Total	4 mayo	20 abril-18 mayo	57	6 mayo	22 abril-20 mayo	50	5 mayo	21 abril-19 mayo	50

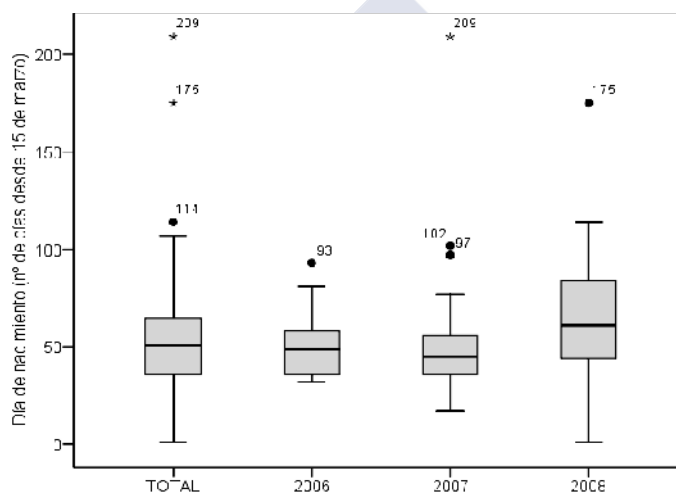


Fig. 65. Diagrama de cajas y bigotes de la variable día de nacimiento, calculada como el número de días desde el comienzo del periodo reproductor. Representa la sincronización reproductora de cada año mediante el rango intercuartílico, que es la caja central.

El análisis de la fecha media de nacimientos (Tabla 42) y de la distribución de los mismos por quincenas cada año (Fig. 66), puso de manifiesto que en Uceira en 2007 se adelantaron con respecto a los demás años. La fecha media de nacimiento se adelantó 18 días con respecto a 2006 ($P = 0,021$) y 30 con respecto a 2008 ($P = 0,023$); no obstante, la distribución de partos por quincenas no difirió significativamente entre años (*E. E. Fisher* = 14,393; *gl* = 12; $P = 0,174$; *n* = 36). En Campelo en 2008 no se observó un pico de nacimientos tan marcado como en los años anteriores (Fig. 66), siendo la distribución quincenal de los nacimientos significativamente distinta de la de 2006 (*E. E. Fisher* = 13,808; *gl* = 7; $P = 0,020$; *n* = 69) y 2007 (*E. E. Fisher* = 14,520; *gl* = 8; $P = 0,031$; *n* = 66). En 2008 en Campelo la fecha media de

nacimientos se retrasó 10 días con respecto a 2007 ($P = 0,026$) y 17 con respecto a 2006 ($P = 0,001$) (Tabla 42).

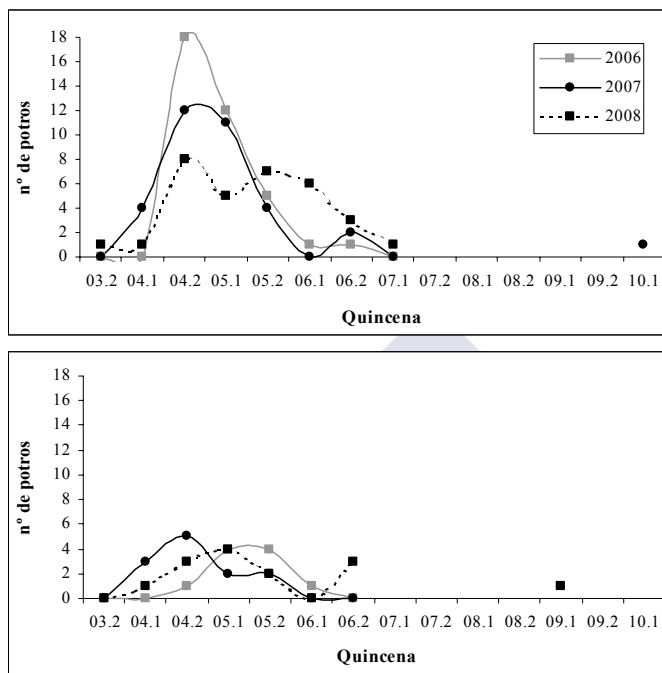


Fig. 66. Distribución quincenal de los partos en cada año. La gráfica superior corresponde a Campelo y la inferior a Uceira.

Eliminando de la muestra los nacimientos de 2007 en Uceira y de 2008 en Campelo, se acentuó la diferencia en los picos de nacimiento entre ambos montes. En Campelo, el pico de nacimientos tuvo lugar en la segunda quincena de abril y en Uceira en la primera de mayo. Los análisis mostraron una diferencia estadísticamente significativa en la fecha media de nacimientos entre ambas localidades ($M-W U = 505,50$; $P = 0,003$; $n = 95$), aunque las diferencias entre las distribuciones por quincenas sólo se aproximaron a ser significativas ($E.E. Fisher = 11,368$; $gl = 7$; $P = 0,074$; $n = 95$).

Al analizar la distribución de los nacimientos durante 2008 en Campelo, clasificando las yeguas según la manada a la que habían pertenecido durante la estación reproductora anterior, se observó que el retraso en los partos fue debido a las yeguas de una de las manadas (Fig. 67: Pastizal). El 90% de los partos de junio y julio correspondieron a yeguas que pertenecían o habían pertenecido a la manada del Pastizal y, de éstas, el 55% habían abandonado la manada en la época reproductora anterior a causa del garrñón. En 2005 murió el garrñón de la manada

del Pastizal y en abril del año siguiente los *besteiros* introdujeron uno nuevo para sustituirlo. Después de la llegada del nuevo macho, 14 yeguas abandonaron la manada incorporándose a las otras (Tabla 44), 9 de ellas en pleno auge de la época reproductora (abril-mayo) de 2007 y al menos otras 2, aunque no llegaron a abandonar la manada, se aparearon con un macho vecino. Ninguna yegua de las otras dos manadas del Campelo, cambió de manada durante esos años.

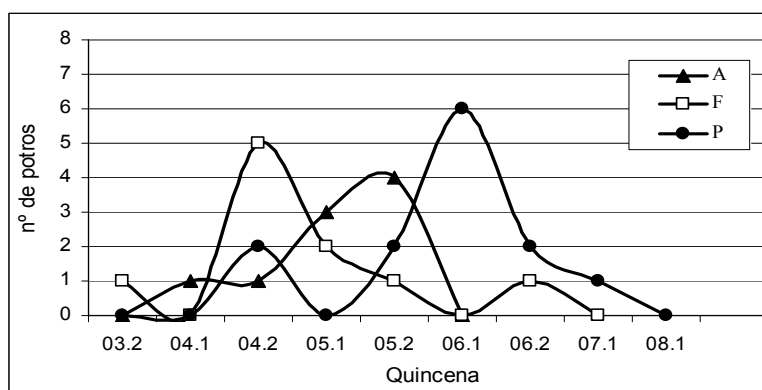


Fig. 67. Distribución de los partos en Campelo en 2008 clasificados según la manada a la que pertenecían las yeguas en la estación reproductora anterior: Alto (A), Fonte (F) y Pastizal (P).

Tabla 44. Alteraciones observadas en el número de yeguas en las tres manadas del monte Campelo, después de que hubiese sido sustituido el garañón en una de ellas (Pastizal).

Año	Pastizal	Fonte	Alto
2006	- 2	+1	+1
2007	- 11	+4	+7
2008	- 1	0	+1
Cambios	- 14	+ 5	+ 9

En 2008 las yeguas de la manada del Pastizal, incluidas las que en 2007 se habían cambiado de manada, retrasaron las fechas de parto con respecto a las de las demás manadas ($M-W U = 46,000$; $P = 0,003$; $n = 32$). En 2008, como resultado de estas alteraciones en la composición de las manadas, la sincronización reproductora del Campelo disminuyó significativamente ($P < 0,05$) y la tasa de parto de estas yeguas (0,52) fue prácticamente la mitad que la de las yeguas de Fonte (0,91) o de las del Alto (0,90), observándose diferencias estadísticamente significativas ($E.E. Fisher = 7,416$; $gl = 2$; $P = 0,024$; $n = 46$).

5.2.2. La mortalidad en los ponis salvajes

En el presente apartado se analiza la mortalidad de los ponis salvajes en general, el papel que la acción depredadora del lobo juega sobre esta mortalidad y sobre las heridas de los potros, así como qué características físicas y ecológicas influyen en la supervivencia de los potros. Los análisis se realizan sobre el total de la muestra en los cuatro montes en los que se realizó el seguimiento (3.2.2.).

5.2.2.1. Causas de mortalidad en los potros: la depredación por lobo

En el presente apartado se aborda la función del lobo como agente causal de la mortalidad de los potros.

5.2.2.1.1. Trampeo fotográfico de lobo en los montes con ponis

Desde el año 2003 empleamos fotografía pasiva para evaluar la población de lobo y confirmar su reproducción en los tres sectores (ap. 4.2.6.). Sin embargo, en el presente apartado se aportan únicamente los resultados del trampeo fotográfico realizado de forma intensiva en CDG entre 2006 y 2008.

Entre febrero de 2006 y noviembre de 2008 instalamos entre 1 y 6 cámaras durante 59 noches, lo que supuso un esfuerzo de 229 cámaras noche. El 63% de las fotografías realizadas por las cámaras instaladas al paso y el 53% de las que monitorizaban cadáveres resultaron positivas, es decir mostraron alguna imagen reconocible de animales, personas o vehículos. La causa más frecuente de las fotografías en falso (negativas) fue que el objeto se desplazase a una velocidad excesiva para ser capturado por las cámaras. Las especies fotografiadas fueron: lobo (24%), perro (1%), zorro (13%), personas en vehículo o a pie (3%), ponis (36%), vacas (16%), jabalí (1%), corzo (<1%), tejón (<1%), liebre (1%) y córvidos *Corvus* sp. (3%). El 26% de las fotografías positivas tomadas al paso y el 4% de las instaladas en cadáveres fueron de lobos. En las cámaras instaladas al paso los lobos y los ponis fueron las especies más fotografiadas, sin embargo, en las cámaras instaladas controlando cadáveres, en su mayoría de potros depredados por lobos, la especie más fotografiada fue zorro (Tabla 45).

Tabla 45. Resultados del trapeo fotográfico según metodología (al paso y en cadáveres). Otros incluye: córvidos, jabalí, corzo, tejón y liebre.

	Año	Cámaras noche	Núm. fotos	Positivas	Lobo	Perro	Zorro	Ponis	Vacas	Personas	Otros
Al paso	2006	20	69	22	11	1	5			2	3
	2007	69	90	50	20		7	12	9	1	1
	2008	115	228	172	33		10	85	30	6	8
	Total	204	387	244	64	1	22	97	39	9	12
Cadáveres	2006	2	2	2			2			0	0
	2007	12	23	4		1	2			0	1
	2008	11	26	21	1		8		4	0	8
	Total	25	51	27	1	1	12	0	4	0	9
Total		229	438	271	65	2	34	97	43	9	21



Fig. 68. Fotografías de lobos tomadas con cámaras pasivas GV (superiores) y BE (inferiores). (Fotografías: F. Bárcena y L. Lagos)

Se tomaron 65 fotografías de lobos (Fig. 68), lo que supuso un éxito de captura de 28 fotografías por 100 cámaras noche. En el caso de las demás especies, el número de capturas por 100 cámaras noche fue inferior, salvo para los ponis: 42 fotografías por cada 100 cámaras noche. Se tomó una fotografía de perro por cada 100 cámaras noche.

De los 12 cadáveres monitorizados con cámaras (9 potros, 2 yeguas y 1 cerdo), sólo logramos fotografiar lobos en un cadáver, perros en otro y zorros en cuatro. En los cadáveres de potros monitorizados fotografiamos lobos en 1/9, perros en 1/9 y zorros en 3/9. Las fotografías de vacas que fueron tomadas por una de las cámaras situada en un cadáver (Tabla 45) se deben a que ésta estaba orientada hacia un sendero junto al que éste yacía.

5.2.2.1.2. Causas de mortalidad de los potros radiomarcados

De los 27 potros radiomarcados (ap. 4.2.10.), a 9 se les desprendió el transmisor a mitad del estudio, con lo que pudimos completar el seguimiento de 18 potros hasta su muerte o hasta fin del estudio: 7 en 2007 y 11 en 2008, respectivamente el 13% y el 20% de los nacidos en esos años.

Esta metodología permitió localizar 6 cadáveres (Tabla 17) en ≤ 4 días, media = 1,5 días (rango = 0-4). El transmisor de un séptimo potro radiomarcado fue transportado por zorros a 355 m de distancia del punto de muerte, siendo localizado el cadáver al cabo de 35 días. En varios casos (4), tanto de muerte como de desprendimiento, los zorros portaron los transmisores a cierta distancia, en ocasiones junto con un fragmento de oreja, incluso llegando a enterrarlos. En todos los casos de cadáveres de potros radiomarcados (7), se pudo comprobar que el agente causal de la muerte había sido la depredación por lobo, según los criterios expuestos en metodología (ap. 4.2.11.).

5.2.2.1.3. Causas de mortalidad de los demás potros muertos localizados

Además de los cadáveres de potros radiomarcados (ap. 5.2.2.1.1.), localizamos otros 26 cadáveres o sus restos (ap. 4.2.11. Tabla 17). El porcentaje de cadáveres localizados sobre el número de potros muertos y desaparecidos se incrementó a medida que aumentaba la edad de los potros al morir (Tabla 46). Al aumentar la edad y el tamaño del potro, los restos del cadáver eran más evidentes, por lo que se incrementaba la probabilidad de encontrarlos en el monte. Murieron muchos potros pequeños (0-2 meses) pero sólo fue posible localizar un 20% de estos

cadáveres (23% si incluimos uno localizado con ayuda de radiotelemetría), ya que son consumidos en prácticamente una noche y apenas quedan restos. En los potros <6 meses solíamos encontrar restos de huesos, sólo en el 24% de los casos localizamos cadáveres articulados con huesos, piel y algo de carne. Los potros ≥ 6 meses, al ser de mayor tamaño no eran consumidos con tanta rapidez y solíamos encontrar el cadáver articulado con piel y carne (71% de los localizados).

Tabla 46. Número y porcentaje de cadáveres localizados en relación con la edad de los potros al morir.

Edad (meses)	Potros muertos	Potros localizados	%
0-2	40	8	20
3-5	24	9	38
≥ 6	13	7	54
*indeterminada	4	2	
Total	81	26	

El tiempo transcurrido entre la muerte de los potros y la localización de los cadáveres varió entre 0 – 191 días (media = 26 días; $n = 26$), pero un 50% de los mismos fueron localizados en menos de 8 días.

Encontramos evidencia de depredación en el 69% de los potros muertos localizados sin ayuda de la radiotelemetría ($n = 26$). Nueve de ellos podían ser considerados cadáveres, pues conservaban gran parte del esqueleto, algo de piel y una cantidad variable de carne. Encontramos evidencias de depredación por lobo en 8 de estos 9 cadáveres, incluyendo un potro que murió a consecuencia de graves heridas infligidas por los lobos la noche anterior y que prácticamente vimos morir; en el noveno potro encontramos indicios de un disparo. Los demás casos (17) consistían en restos óseos, el cráneo, alguna extremidad con piel y pelo en la parte inferior u otros restos óseos, en los cuales era más difícil determinar la causa de la muerte. Encontramos evidencias de depredación en 9 de los 17 restos de cadáveres; en los 8 restantes sólo pudimos observar evidencias de haber sido devorados por lobos.

En 5 potros examinados el mismo día de su muerte, pudimos comprobar que se trataba de depredación por lobo en todos los casos (Fig. 69). A medida que aumentaba el tiempo transcurrido entre la muerte y la localización del cadáver, disminuía la probabilidad de encontrar indicios de depredación (Fig. 69): encontramos indicios de depredación en el 86% de los cadáveres localizados después de 1-4 días, el 67% después de 5-14 días y el 45% tras 14 días. Es

decir, la probabilidad de diagnóstico disminuyó al aumentar el tiempo transcurrido entre la muerte del potro y el examen del cadáver. Aún así, ciertas características como la rotura de la base del cráneo nos permitieron diagnosticar la causa de la muerte en potros que habían muerto hacía más de 14 días.

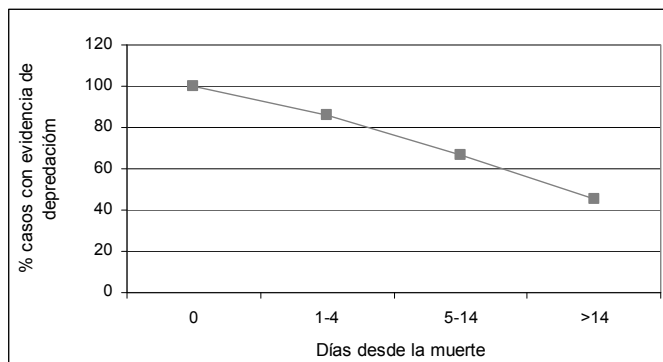


Fig. 69. Porcentaje de cadáveres de potros en los que encontramos evidencias de depredación en función del tiempo (días) transcurrido desde su muerte hasta el examen del cadáver.

Tabla 47. Número y porcentaje de cadáveres localizados sobre el total de los potros muertos, y causas de mortalidad.

	2006	2007	2008	Total	Media	CV (%)
Potros muertos (incluyendo desaparecidos)	31	24	26	81	27,00	13,35
Cadáveres o restos localizados	7	13	13	33	11,00	31,49
Porcentaje (%) localizados sobre potros muertos	23	54	50	41	42,25	40,62
Depredación lobo comprobada	5	10	10	25	8,33	34,64
Porcentaje (%) sobre cadáveres localizados	71	77	77	76	75,09	4,22
Otras causas de muerte comprobadas	1	0	0	1	0,33	173,21
Porcentaje (%) sobre cadáveres localizados	14	0	0	3	3,03	272,18
Consumo lobo comprobado	7	13	13	33	11,00	31,49
Porcentaje (%) sobre cadáveres localizados	100	100	100	100	100,00	0,00

Considerando la muestra total de cadáveres, o sus restos, localizados ($n = 33$), encontramos evidencias de depredación por lobo en el 76% (Tabla 47). Sólo en un potro, la causa de la muerte no estaba relacionada con la depredación sino que detectamos una herida en

el cuello que parecía un tiro. En el resto de los cadáveres localizados no se pudo determinar con precisión la causa de la muerte. Todos los cadáveres localizados fueron consumidos por los lobos. Sobre la muestra de 26 potros de los que se pudo determinar la causa de muerte, 25 habían muerto depredados por lobo, es decir el 96%.

5.2.2.2. La mortalidad en ponis >1 año

Entre 2006 y 2008 murieron 7 yeguas y un macho, habiendo sido localizados los cadáveres de todos ellos. No observamos ningún individuo muerto de 1-2 años de edad. La tasa de mortalidad, calculó sobre la población de ponis >2 años, osciló entre 1,2% y 6,0% entre 2006 y 2008 (Tabla 48). Las causas de mortalidad de las yeguas fueron: malnutrición a finales del invierno (3); problemas asociados al parto (2), una de ellas al parir y la otra un día después, posiblemente como consecuencia de una hipocalcemia; enfermedad que le provocaba diarreas (1); atropello (1). El cadáver de un macho subadulto de menos de 3 años fue encontrado poco después de la introducción de un nuevo garañón en la manada de Androeira. No se detectó ninguna evidencia de que la depredación hubiese afectado a los ponis adultos.

Tabla 48. Ponis >2 años muertos, tamaño de la población anual y detalle de los porcentajes de mortalidad.

Año	Muertos	Muestra	% Mortalidad
2006	2	76	2,6%
2007	1	84	1,2%
2008	5	83	6,0%
Total	8	243	3,3%

5.2.2.3. Potros heridos

Sobre una muestra de 49 potros heridos (ap. 4.4.6), fueron contabilizadas entre 1 y 10 heridas por potro, media 2,79 (SD = 2,42), aunque el 50% presentaron únicamente 1 ó 2 heridas. En ningún caso fueron observadas yeguas heridas.

Las zonas del cuerpo (ap. 4.2.12. y Fig. 31) más afectadas fueron: cuartos traseros (69% de los casos incluían heridas en esta zona) y cuello (43%); seguidas por antebrazos (33%), costado (24%), lomo (16%), pecho (10%), región inguinal y vientre (12%), y grupa (6%) (Fig. 70).

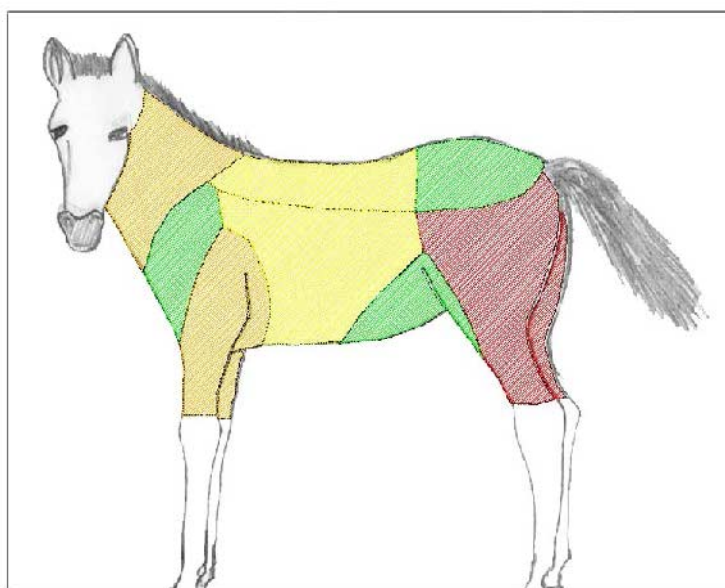


Fig. 70. Frecuencia de aparición de las heridas en las distintas zonas del cuerpo del potro (ap. 4.2.12. y Fig. 30).

En el Análisis de Componentes Principales que analiza la relación entre heridas producidas en distintas zonas del cuerpo, los dos primeros factores representaron el 42% de la variabilidad. La matriz de correlaciones indicó la existencia de correlación positiva débil entre lomo y grupa ($r = 0,348$), grupa y cuello ($r = 0,295$), lomo y cuello ($r = 0,287$), antebrazo y cuello ($r = 0,276$), pecho y cuello ($r = 0,253$), lomo y costado ($r = 0,235$), grupa y costado ($r = 0,232$). La única correlación negativa que indicó esta matriz fue entre cuello y cuartos traseros ($r = -0,230$). En los círculos de correlaciones (Fig. 71), el factor 2 separa las zonas posteriores del cuerpo (cuartos traseros, grupa, lomo, costado y región inguinal-ventre) de las zonas anteriores (pecho, cuello y antebrazo), mostrando que cuando un potro muestra heridas, éstas suelen aparecer asociadas a la parte anterior o posterior de su cuerpo, pero con menor frecuencia a ambas a la vez. El factor 3 separa las zonas más altas del cuerpo (grupa, lomo y cuello) de las más bajas (región inguinal-ventre, antebrazo, pecho y cuartos traseros), situando el costado a medio camino entre ambas. Las heridas más correlacionadas son las que se producen en lomo y grupa, ya que estas dos variables aparecen próximas en la gráfica del factor 1 frente al factor 2 y también frente al factor 3.

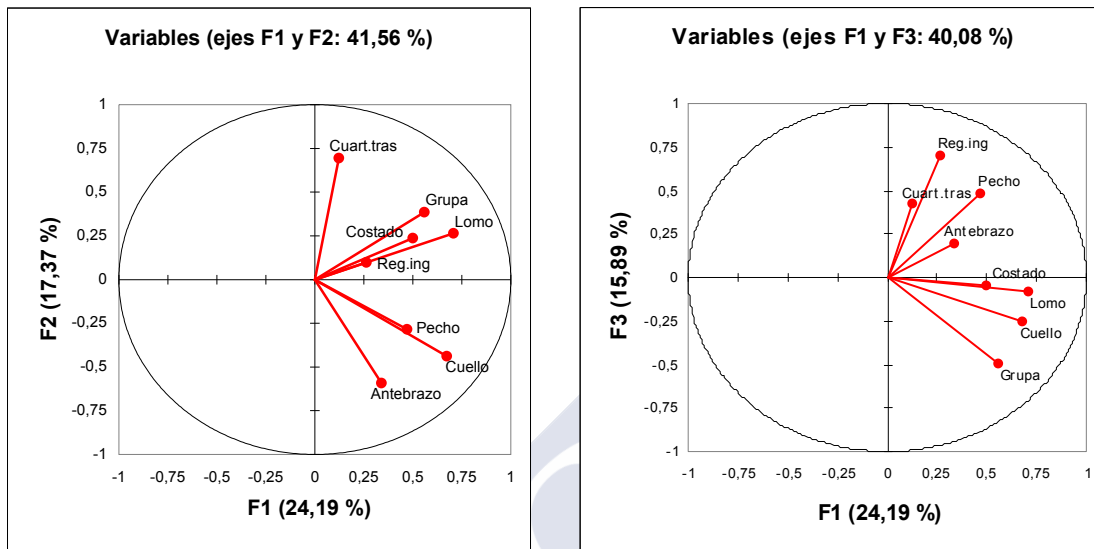


Fig. 71. Círculos de correlaciones resultantes del Análisis de Componentes Principales (n = 49). A la izquierda se representa el factor 1 con respecto al 2. A la derecha el factor 1 con respecto al 3.

Analizamos las características de las heridas según la edad en 48 casos (ap. 4.4.6.) Generalmente los individuos más jóvenes presentaron un número de heridas mayor por ataque que los de más edad (Tabla 49: *H de Kruskal Wallis* = 10,993; gl = 2; $P = 0,004$; $n = 48$). Incluso se observó una correlación negativa muy significativa entre el número de heridas por ataque y la edad ($r_s = -0,509$; $P < 0,001$; $n = 48$).

La posición de las heridas varió según la edad de los potros. Observamos que el porcentaje de potros heridos en los cuartos traseros fue 87,5% en los más jóvenes (<21 días), 62,5% en los de 21-74 días y 56,3% en los >74 días, sin detectarse diferencias estadísticamente significativas entre las tres clases de edad ($\chi^2 = 4,073$; gl = 2; $P = 0,131$; $n = 48$). Las heridas en el cuello disminuyeron del 62,5% para potros <21 días a 31,3% para ≥ 21 días (Tabla 49; *Estadístico Exacto de Fisher* = 4,286; gl = 2; $P = 0,117$; $n = 48$). Las heridas en lomo y grupa disminuyeron del 43,8% en potros <21 días al 6,3% en los de 21-74 días y a ninguna en potros >74 días (*E.E.Fisher* = 11,088; gl = 2; $P = 0,003$; $n = 48$). Heridas en la grupa sólo fueron observadas en potros <21 días, concretamente en el 18,8% de los ataques (*E.E.Fisher* = 4,413; gl = 2; $P = 0,097$; $n = 48$). Con respecto al costado afectado, se observaron diferencias estadísticamente significativas según la edad (*E.E.Fisher* = 20,549; gl = 4; $P < 0,001$; $n = 48$). Los potros <21 días presentaron heridas que afectaban en gran medida a ambos lados del

cuerpo (56,3%), aunque también a un solo flanco, mayoritariamente el derecho (Tabla 49). Al ir aumentando de edad, la frecuencia de ataques con heridas en ambos lados fue disminuyendo, hasta el punto de que en potros mayores de 74 días las heridas observadas únicamente afectaban a un lado del cuerpo ($E.E.Fisher = 13,382$; $gl = 2$; $P = 0,001$; $n = 48$). En los potros de 21-74 días los ataques se produjeron mayoritariamente en el lado derecho del cuerpo, mientras que en los de mayor edad el 75% de los ataques afectaron al lado izquierdo (Tabla 49).

Tabla 49. Heridas de los potros según su edad. Número medio de heridas por ataque con desviación típica (SD), frecuencia de ataques con heridas en el cuello, en ambos lados del cuerpo simultáneamente, únicamente en el lado derecho o en el izquierdo.

Edad (días)	n	N.º medio heridas/ataque	Heridas cuello (%)	Heridas 2 lados (%)	Lado derecho (%)	Lado izquierdo(%)
<21	16	4,63 (SD = 3,07)	62,5	56,3	31,3	12,4
21-74	16	1,75 (SD = 1,06)	31,3	31,3	50,0	18,7
>74	16	1,56 (SD = 0,81)	31,3	00,0	25,0	75,0

Los 52 ataques registrados afectaron a 48 potros: 44 fueron heridos en una ocasión y 4 resultaron heridos en dos. El mayor número de ataques con resultado de heridas fue registrado en 2006 (Tabla 50), existiendo diferencias interanuales en el porcentaje de potros heridos que se aproximaron a ser significativas ($\chi^2 = 5,495$; $gl = 2$; $P = 0,069$; $n = 157$).

Tabla 50. Número de potros heridos anualmente con porcentajes de potros heridos sobre nacidos.

Potros	2006	2007	2008	TOTAL
Nacidos	47	57	54	157
Heridos una vez	15	11	18	44
Heridos dos veces	4	0	0	4
% heridos/nacidos	40,4	19,3	33,3	30,6

Realizamos un análisis de supervivencia en el que el evento de interés fue sufrir heridas (ap. 4.4.6.). Así, el índice de supervivencia de Kaplan-Meier indica la probabilidad de no sufrir heridas. La probabilidad de que los potros sufriesen heridas fue de 0,43 (Supervivencia de Kaplan-Meier = 0,57; SE = 0,05; $n = 149$), permaneciendo libres de heridas en un tiempo

medio de 242 días (SE = 14,50; IC95% = 213 – 270). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la probabilidad de sufrir heridas entre años (*Tarone Ware* = 4,03; gl = 2; $P = 0,134$; $n = 149$). La mayor probabilidad de sufrir heridas se dio en 2006 (0,65; Sup. K-M = 0,35; SE = 0,10) y 2008 (0,38; Sup. K-M = 0,62; SE = 0,07), y la menor en 2007 (0,26; Sup. K-M = 0,74; SE = 0,08) (Fig. 72).

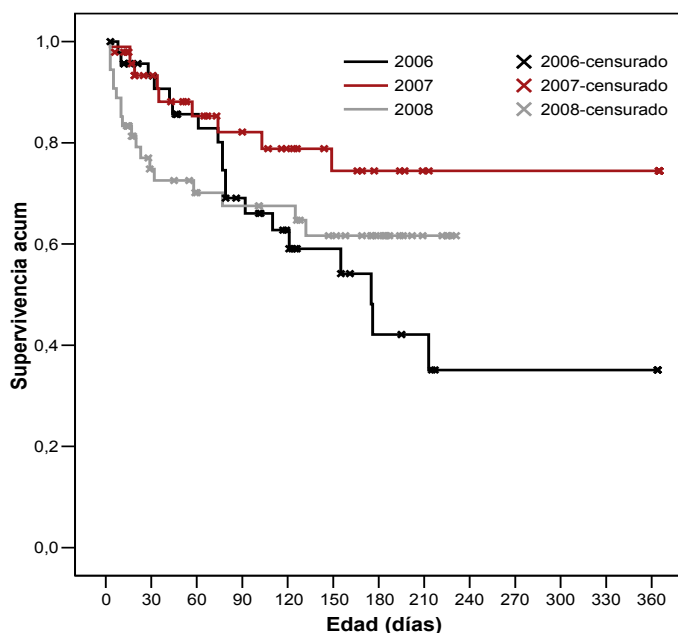


Fig. 72. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier para el evento heridas, de los potros nacidos en 2006 (negro), 2007 (rojo) y 2008 (gris). Las cruces representan los valores censurados. La probabilidad de sufrir heridas es mayor a menor supervivencia al evento heridas.

La probabilidad de sufrir heridas fue similar (*Tarone Ware* = 0,31; gl = 2; $P = 0,578$; $n = 143$) en machos (0,44; Sup. K-M = 0,56; SE = 0,08) y hembras (0,42; Sup. K-M = 0,58; SE = 0,07). Tampoco se observaron diferencias significativas en la probabilidad de sufrir heridas según su capa (castaña *vs* restantes capas: *Tarone Ware* = 0,05; gl = 1; $P = 0,830$; $n = 149$) o según la capa de sus madres (*Tarone Ware* = 1,58; gl = 1; $P = 0,209$; $n = 149$), aunque los potros de las yeguas castañas y negras presentaron una mayor probabilidad de sufrir heridas (0,47; Sup. K-M = 0,53; SE = 0,06) que las de los demás colores (0,31; Sup. K-M = 0,69; SE = 0,10), como se aprecia en la Fig. 73. La fecha de nacimiento de los potros tampoco supuso diferencias en la probabilidad de sufrir heridas, siendo similar entre los nacidos en marzo y abril con los

nacidos el resto de los meses ($\text{Log-Rank} = 0,25$; $\text{gl} = 1$; $P = 0,617$; $n = 149$). Los nacidos en la quincena con mayor número de partos del año (Fig. 73) presentaron probabilidad de sufrir heridas mayor (0,53; Sup. K-M = 0,47; SE = 0,09) en comparación con los nacidos en las demás quincenas (0,34; Sup. K-M = 0,66; SE = 0,07) pero que no resultó estadísticamente significativa ($\text{Tarone Ware} = 0,83$; $\text{gl} = 1$; $P = 0,361$; $n = 149$).

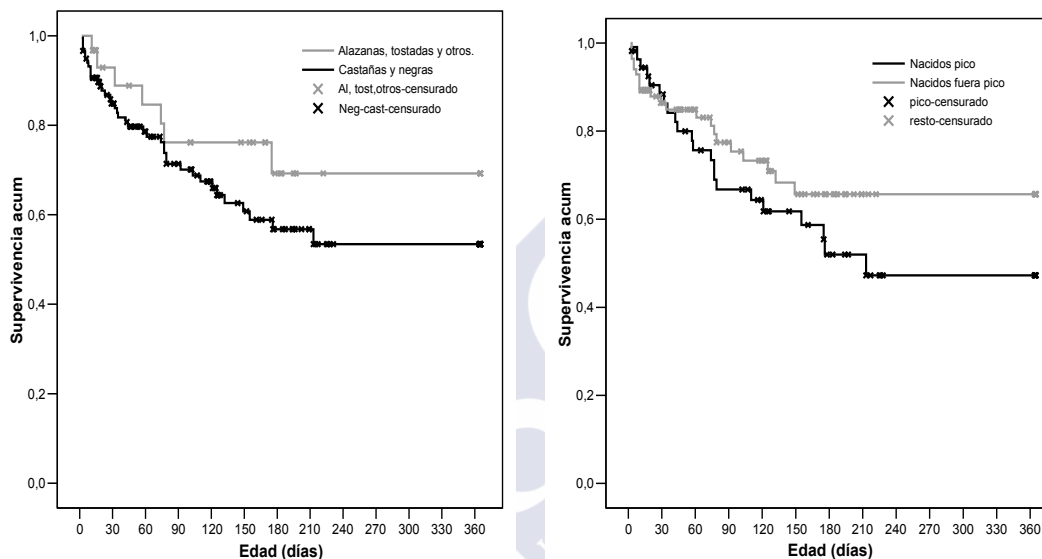


Fig. 73. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier para el evento heridas. En la gráfica de la izquierda curvas de supervivencia de los potros según el color de sus madres: en negro las yeguas castañas y negras; en gris las yeguas alazanas, tostadas y de los restantes colores. En la gráfica de la derecha curvas de supervivencia de los potros según el momento en el que nacieron: en negro los potros nacidos en el pico de nacimientos, es decir, en la quincena en la que se concentró el mayor número de nacimientos del año, y en gris los nacidos en las restantes quincenas. Las cruces representan los valores censurados. La probabilidad de sufrir heridas es mayor cuanto menor es la supervivencia al evento heridas.

5.2.2.4. Supervivencia de los potros heridos.

La suerte de los 48 potros heridos fue: 4 (8%) murieron a consecuencia de sus heridas, 6 (13%) fueron depredados por lobos como pudimos comprobar examinando sus restos, 10 (21%) murieron pero sus cadáveres no fueron localizados, 13 (27%) fueron retirados por sus propietarios y 15 (31%) sobrevivieron un año completo o hasta fin de estudio en 2008. Observamos que por lo menos el 60,4% (29 de 48) de los potros heridos sanaron (Fig. 74, Fig.

75a-b). El porcentaje de sanación podría haber sido más alto, ya que el 31,3% de los potros heridos murieron o fueron retirados del monte por los *besteiros* cuando estaban en proceso de curación. Tres de los cuatro potros que murieron como consecuencia de sus heridas lo hicieron en menos de tres días y el cuarto a los 36 días tras el ataque (Fig. 75c-d).



Fig. 74. Ejemplos de potros que sanaron de sus heridas. (a) potro C19.08A con 12 días de edad, una semana después de que sufriera el ataque; (b) el mismo potro dos meses más tarde, las heridas ya han cicatrizado y no se observa la hinchazón en la grupa. (c) potro C42.06A con 3 meses de edad, herido 20 días antes; (d) el mismo potro un año más tarde, se aprecia la herida ya cicatrizada. (Fotografías: F. Bárcena (a-b, d) y L. Pintado (c))

Un análisis de supervivencia de Kaplan-Meier permitió obtener la supervivencia de los potros tras ser heridos. Considerando la muerte a consecuencia de las heridas como el evento

de interés y tomando como límite un año, la probabilidad que tuvo un potro herido de sobrevivir a sus heridas fue de 0,90 (SE = 0,05), con una media de 330 días (SE = 16; 95%IC = 298-361).



Fig. 75. Potros heridos por los lobos. Los de las fotografías “a” y “b” sanaron, los de “c” y “d” murieron a consecuencia de las heridas. (Fotografías: F. Bárcena (a, c, d) y L. Lagos (b).)

5.2.2.5. La mortalidad de los potros

En los tres años biológicos de seguimiento de los ponis salvajes: 2006, 2007 y 2008 hasta el 2 de diciembre, nacieron 157 potros en los cuatro montes estudiados (3.2.2.), además de 12 casos de abortos o mortalidad neonatal. De estos 157 potros nacidos: 81 murieron (52%), 39

fueron retirados por sus propietarios (25%) y 37 sobrevivieron (23%) (Tabla 51). El porcentaje anual de potros muertos fue: 66% en 2006, 43% 2007, 48% en 2008, lo que supuso unas diferencias interanuales que se aproximaron a ser significativas ($\chi^2 = 5,851$; gl = 2; $P = 0,054$; $n = 157$).

Tabla 51. Número de potros supervivientes, retirados, muertos, nacidos y abortos durante los tres años de estudio y total. ^a La supervivencia en 2008 se refiere hasta fin del estudio (2 de diciembre).

Potros	2006	2007	2008	TOTAL
Supervivientes ^a	8	15	14	37
Retirados	8	17	14	39
Muertos	31	24	26	81
Nacidos (sin incluir muertos al nacer)	47	56	54	157
Abortos	3	2	7	12

Teniendo en cuenta que, sobre la muestra de 26 potros de los que se pudo determinar la causa de muerte, 25 habían muerto depredados por lobo (Tabla 47), es decir el 96%, y considerando una tasa de partos de 67 potros cada 100 yeguas (ap. 5.2.1.1.) y una tasa de mortalidad de 0,52, el impacto de la depredación fue de 33,45 potros depredados por cada 100 yeguas.

Se observó que todos los casos de mortalidad de los potros se produjeron exclusivamente entre los meses de abril y diciembre (Fig. 76). En 2008, el caso registrado en abril se debió a un potro nacido tarde en 2007, el 10 de octubre, y muerto a comienzos de la siguiente temporada reproductora. En 2006 murió una media de 3,44 potros al mes (SD = 2,13; rango = 1 – 6; $n = 9$), con valores máximos entre junio y agosto (6 potros/mes). En 2007 una media de 3,29 potros al mes (SD = 1,38; rango = 1 – 5; $n = 7$), registrándose la mortalidad máxima en mayo (5 potros), junio, agosto y octubre (4 potros/mes). En 2008, la media de potros muertos al mes fue de 3,25 (SD = 2,19; rango = 1 – 7; $n = 8$) sin considerar el mes de diciembre, pues no se incluyó entero en el periodo de estudio, y la mortalidad máxima se dio en junio (7) y mayo (6).

La distribución mensual de la mortalidad fue similar entre años en cuanto a que en todos ellos comenzó en abril, pero cesó en diciembre en 2006, en octubre en 2007 y en 2008 observamos casos de mortalidad hasta comienzos de diciembre, pero el trabajo de campo

finalizó el día 2 de diciembre, por lo que no se pudo comprobar si murieron más potros después de esa fecha. Existió un grado de correlación medio significativo en la distribución mensual de la mortalidad entre 2006 y 2007 ($r_s = 0,729$; $P = 0,007$; $n = 12$) y entre 2007 y 2008 ($r_s = 0,643$; $P = 0,045$; $n = 10$). Sin embargo, en estos meses el patrón de mortalidad no resultó exactamente igual entre años (Fig. 76a).

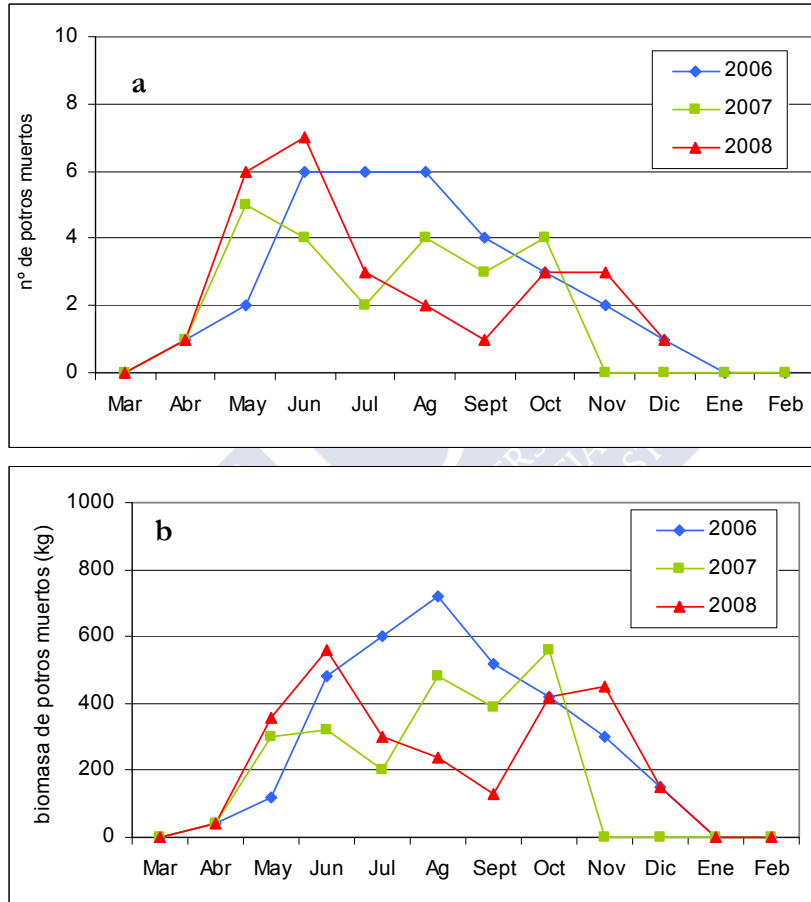


Fig. 76. Distribución mensual del número de potros muertos (a) y de la biomasa de potros muertos (b) en los años 2006, 2007 y 2008.

Los valores más altos de mortalidad en número de potros se alcanzaron en primavera y principios de verano (Fig. 76a), mientras que cuantificando la mortalidad en biomasa, los mayores valores se alcanzaron hacia finales de verano y otoño, salvo por los altos valores

alcanzados en junio de 2008 (Fig. 76b). La biomasa de potros muertos en 2006 ascendió progresivamente hasta agosto, cuando alcanzó el máximo, para después descender. En 2007 el máximo se observó en octubre y el aumento de biomasa de potros muertos no fue continuo sino que presentó oscilaciones. En 2008 aumentó rápidamente hasta junio, cuando se alcanzó el máximo, para posteriormente descender en verano, hasta que se observó otro máximo en otoño. La biomasa total de potros muertos fue: 3.350 kg en 2006, 2.290 kg en 2007 y 2.650 kg en 2008.

La edad media de los potros al morir (Tabla 52) fue de 79 días, es decir dos meses y 19 días (SD = 65 días, $n = 77$); la muestra incluye 77 casos, debido a que de 4 de los 81 no conocíamos la fecha de nacimiento (ap. 4.4.5.). La mortalidad observada sucedió entre los 3 y los 225 días (siete meses y 15 días) de edad de los potros. El 50% de las muertes se produjeron antes de los 59 días de edad (dos meses) y el 75% antes de los 134 días (cuatro meses y 14 días), mientras que únicamente un 7% murieron con menos de 30 días.

Tabla 52. Edad media de los potros al morir cada año biológico y en el total de la muestra, junto con la desviación estándar (SD), el rango, los cuartiles (Q1 y Q3) y la mediana.

Año	muestra	Edad media	SD	Rango	Q ₁	Q ₃	Mediana
2006	31	93	63	3-217	31	142	101
2007	20	68	54	6-177	18	113	59
2008	26	72	73	5-225	15	148	36
Total	77	79	65	3-225	19	134	59

La tasa de mortalidad calculada como el número total de potros muertos sobre el de nacidos (Tm_1 , Tabla 53) equivale a considerar los potros retirados como supervivientes. La edad media de los potros cuando fueron retirados era de 4 meses y 21 días (ap. 4.4.5.), edad en la que la probabilidad de morir es más baja. Considerando esta forma de cálculo de la mortalidad, en Campelo no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tres años ($\chi^2 = 1,422$; gl = 2; $P = 0,491$; $n = 103$); sin embargo en Uceira se dio una alta mortalidad de potros el primer año (80%) en comparación con los demás ($E.E. Fisher = 10,749$; gl = 2; $P = 0,005$; $n = 36$).

La tasa de mortalidad calculada descontando los potros retirados de los nacidos ($n = 118$), resultó 68,6% (Tm_2 , Tabla 53). Aunque en 2006 se dieron los valores máximos de

mortalidad, la tasa se mantuvo sin diferencias estadísticamente significativas durante los tres años de estudio ($\chi^2 = 3,292$; gl = 2; $P = 0,193$; $n = 118$).

La tasa de mortalidad en el periodo previo a la época de retirada de los potros (I) fue superior a la tasa de mortalidad en el periodo posterior (II), salvo en el primer año que fue prácticamente igual (Tabla 53).

Tabla 53. Diferentes tasas de mortalidad: del periodo anterior a la retirada de los potros (TmI), del periodo posterior (TmII), y tasas anuales sobre el total de nacidos (Tm1) y sobre los nacidos menos los retirados (Tm2). En 2008 fueron retirados 2 potros en junio en CPL y 1 en mayo en AND que no se incluyen en la muestra para los cálculos por periodos.

Año	Monte	Periodo anterior (I)			Potros retirados	Periodo posterior (II)			Periodo total			
		Muestra	Muertos	Tm ₁		Muestra	Muertos	Tm ₂	Muestra	Muertos	Tm ₁	Tm ₂
2006	Campelo	37	15	40,5	6	16	8	50,0	37	23	62,2	74,2
	Uceira	10	8	80,0	2	0			10	8	80,0	
	TOTAL	47	23	48,9	8	16	8	50,0	47	31	66,0	79,5
2007	Campelo	32 ^a	16	50,0	1	14	1	7,1	34	17	50,0	54,8
	Uceira	12	2	16,7	10	0			12	2	16,7	
	Androeira	8	4	50,0	4	0			8	4	50,0	
	Monteagudo	2	1	50,0	0	1	0		2	1	50,0	
	TOTAL	54	23	42,6	15	14	1	7,1	56	24	42,9	61,5
2008	Campelo	32	16	50,0	2	14	4	28,6	32	20	62,5	66,7
	Uceira	14	3	21,4	11	0			14	3	21,4	
	Androeira	5 ^b	3	60,0		2	0	0,0	6	3	50,0	
	Monteagudo	2	0	0,0	0	2	0	0,0	2	0	0,0	
	TOTAL	53	22	41,5	13	16	4	25,0	54	26	48,2	65,0
TOTAL	Campelo	101	47	46,5	9	44	13	29,6	103	60	58,3	65,2
	Uceira	36	13	36,1	23	0	0		36	13	36,1	
	Androeira	13	7	53,9	4	2	0	0,0	14	7	50,0	77,8
	Monteagudo	4	1	25,0	0	3	0	0,0	4	1	25,0	25,0
	TOTAL	154	68	44,2	36	49	13	26,5	157	81	51,6	68,6

En la figura 77, las gráficas de la izquierda (a) indican que la mortalidad comenzó cada año cuando la población de potros alcanzaba cierto nivel. En 2006 se aprecia como en junio, justo a continuación de la población máxima, la mortalidad de potros alcanza el máximo y se mantiene en el máximo entre mayo y agosto. En 2007, se observaron dos periodos de mortalidad: en mayo y octubre, el primero de ellos coincidiendo con el máximo de población. En 2008 también se observaron dos periodos de mortalidad máxima uno en mayo y junio, y otro en noviembre, cuando la población ya había descendido sustancialmente.

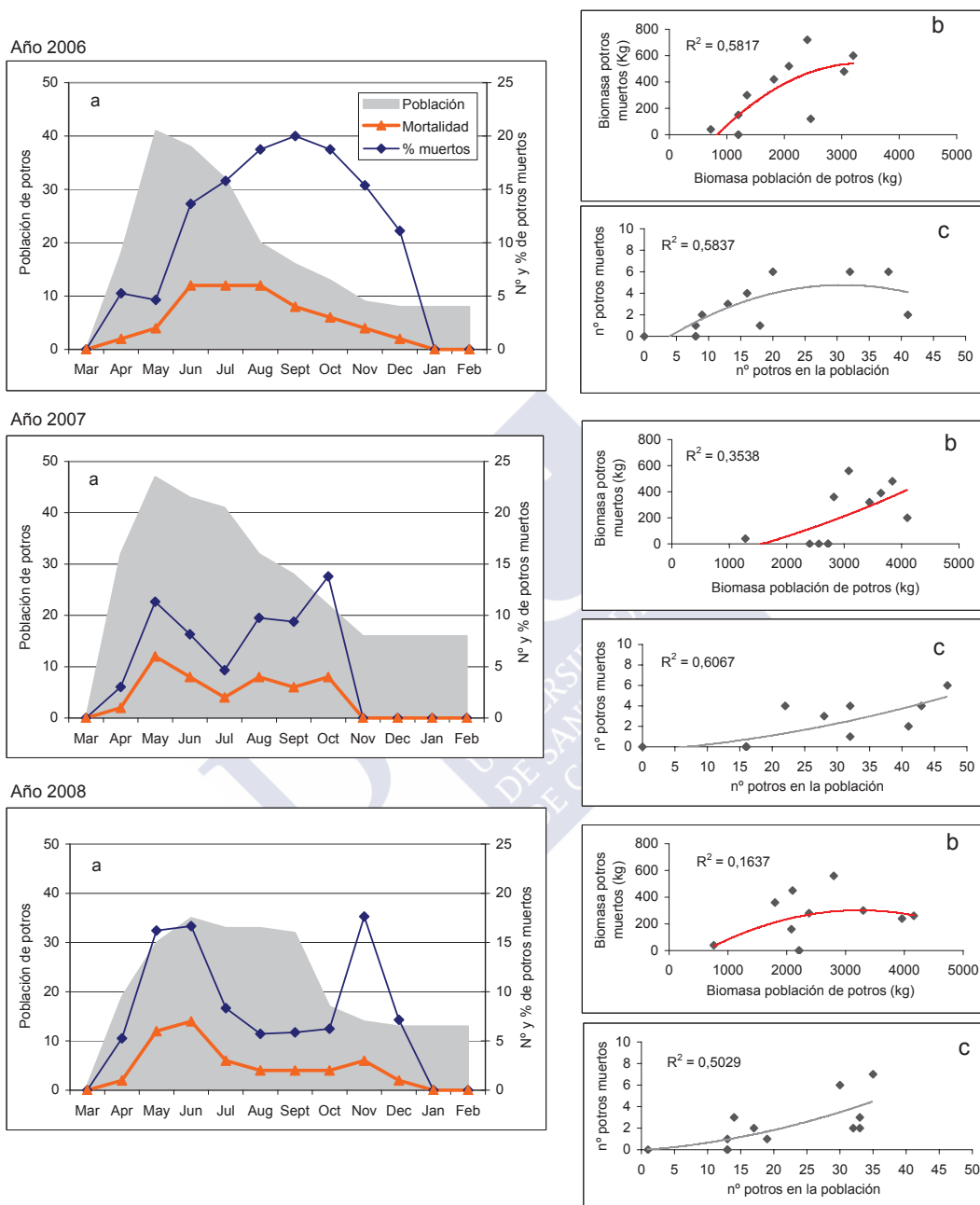


Fig. 77. Relación entre la mortalidad y la población de potros. Cada grupo de 3 gráficos se corresponde con un año biológico. A la izquierda (a) se representa la evolución mensual de la población de potros (gris), del número de potros muertos (rojo) y del porcentaje de potros muertos sobre la población de potros (azul). A la derecha: en b relación entre biomasa de potros muertos y biomasa total de potros en la población; en c relación entre número de potros muertos y número de potros en la población. Se incluyen los coeficientes de regresión de las curvas polinomiales ajustadas.

A medida que la mortalidad fue provocando una disminución de la población (también los *besteiros* retiraron algún potro a final de agosto), la propia mortalidad desciende. Por ejemplo en 2006, a partir de agosto la mortalidad comenzó a disminuir hasta que llegó un momento en que aún había potros en el monte pero ya no se observó depredación (ni heridas ni potros muertos).

La mortalidad de los potros aumenta a medida que aumenta la población de potros (Fig. 77). En el año 2006 se aprecia una cierta estabilización de la mortalidad cuando la población de potros superó los 30 individuos. En los demás años no se apreció este efecto. Las gráficas (Fig. 77c) se refieren al número de potros muertos en relación al número de potros en la población, pero hay que tener en cuenta que el peso de un potro en octubre es considerablemente mayor que el del mismo potro en mayo. Hemos realizado un cálculo aproximado empleando una estimación del peso medio de los potros cada mes (ap. 4.4.5.) para representar la biomasa de potros muertos frente a la biomasa de potros en la población. En esas gráficas (Fig. 77b) se observa la estabilización de la mortalidad en torno a los 3.000 kg de potros en los años 2006 y 2008.

De la muestra de 118 potros no retirados (ap. 4.4.5.), se pudo determinar el sexo de 112, resultando el porcentaje de machos muertos (72,1%) mayor que el de hembras (60,8%), aunque la diferencia no resultó estadísticamente significativa ($\chi^2 = 1,144$; gl = 1; $P = 0,285$; n = 112). En 2006 murió el 84,2% de los machos y el 66,7% de las hembras ($\chi^2 = 0,625$; gl = 1; $P = 0,429$; n = 34) y en 2008 el 73,7% de los machos y el 57,1% de las hembras ($\chi^2 = 0,583$; gl = 1; $P = 0,445$; n = 40), mientras que, en 2007, prácticamente murió la misma proporción de machos que de hembras (60,9% y 60,0% respectivamente; $\chi^2 = 0,003$; gl = 1; $P = 0,957$; n = 38). De los 39 potros retirados, 24 eran hembras (62%). Por ello, al incluir en el análisis los potros retirados como supervivientes, se acentuó la diferencia entre la mortalidad de los machos (57,9%) y la de las hembras (41,3%), aproximándose a ser estadísticamente significativa ($\chi^2 = 3,506$; gl = 1; $P = 0,061$; n = 151).

Se observó diferente tasa de mortalidad (T_m) entre los potros grises-negros (43,75%), castaños (57,14%) y alazanes y tostados (45,61%), pero esta diferencia no resultó estadísticamente significativa (Tabla 54; $\chi^2 = 1,087$; gl = 2; $P = 0,325$; n = 157).

Tabla 54. Distribución por colores de los potros nacidos y muertos, y tasas de mortalidad.

Color	Nacidos		Muertos		% muertos/nacidos
	n	%	n	%	
Gris-negro	16	10,19	7	8,64	43,75
Castaño	84	53,50	48	59,26	57,14
Alazán y tostado	57	36,31	26	32,10	45,61
Total	157	100,00	81	100,00	

En cuanto a la influencia del momento de nacimiento en la mortalidad, realizamos los análisis empleando la muestra de 139 potros (ap. 4.4.4.). Los potros que nacieron en el periodo que concentró el 50% de los nacimientos (Tabla 42), sufrieron una mortalidad del 52% y los nacidos fuera de este periodo del 53%, sin diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2 = 0,013$; gl = 1; $P = 0,908$; n = 139). De los potros que nacieron en la quincena que concentró un mayor número de nacimientos murió el 46%, mientras que de los que nacieron en las restantes quincenas murió el 57% ($\chi^2 = 1,382$; gl = 1; $P = 0,240$; n = 139). El hecho de nacer en las primeras semanas de la primavera, es decir al inicio de la época reproductora, parece jugar un papel más importante en la supervivencia de los potros que la sincronización, pues los que nacieron en marzo y abril presentaron una mortalidad (37%) significativamente menor que los nacidos en los meses posteriores (63%) ($\chi^2 = 8,486$; gl = 1; $P = 0,004$; n = 139). Los potros nacidos después de junio presentaron una tasa de mortalidad mayor (67%) en comparación con los nacidos entre mayo y junio (63%) y con los nacidos entre marzo y abril (37%) ($E.E. Fisher = 9,579$; gl = 2; $P = 0,005$; n = 139).

5.2.2.6. Relación entre mortalidad y heridas de los potros

El porcentaje de potros muertos y heridos fue máximo en 2006 (66% muertos y 40% heridos), seguido de 2008 (48% y 33%), observándose los menores valores en 2007 (43% y 19%) (ap. 5.2.2.3. y 5.2.2.5.).

El periodo en el que se detectaron casos de mortalidad o heridas se extendió de abril a diciembre (Tabla 55, Fig. 78). Los casos de potros heridos se dieron entre abril y noviembre. En 2007 y 2008 se produjeron ataques con heridas entre abril y octubre, y en 2006 entre mayo y noviembre (Fig. 79). Los casos de potros heridos finalizaron cada año entre 0 y 2 meses antes que las muertes de los potros.

Tabla 55. Periodo anual de potros muertos y heridos, y medias mensuales calculadas para el periodo considerado.

Año	Periodo	Muertos/mes Media (SD), rango	Heridos/mes Media (SD), rango
2006	Abril-diciembre	3,44 (2,13); 1-6	2,57 (2,46); 0-7
2007	Abril-octubre	3,29 (1,98); 1-5	1,57 (1,27); 0-4
2008	Abril-noviembre	3,25 (2,19); 1-7	2,25 (3,01); 0-7

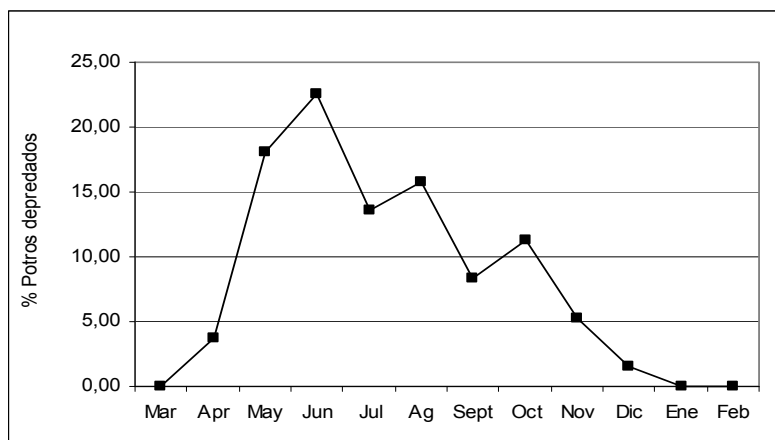


Fig. 78. Periodo interanual de ataques y distribución mensual en porcentajes del número de potros muertos más heridos.

Aunque el periodo de ataques resultantes en heridas se extendió todos los años entre abril o mayo y octubre o noviembre, su distribución mensual no presentó una correlación estadísticamente significativa entre años (2006-2007: $r_s = 0,429$, $P = 0,164$, $n = 12$; 2006-2008: $r_s = 0,294$, $P = 0,410$, $n = 10$; 2007-2008: $r_s = 0,358$, $P = 0,309$, $n = 10$), sino que cada año se observó un patrón distinto (Fig. 79). Sin embargo, en la distribución mensual de la mortalidad sí que había sido observada una correlación interanual significativa (ap. 5.2.2.5.). El periodo que concentró mayor número de potros heridos tuvo lugar entre mayo y agosto (Fig. 79).

Entre abril y noviembre, el porcentaje de potros heridos sobre los muertos varió entre 85% y 0%, media 54,9% (SD = 26,3). Lo que quiere decir que aproximadamente de media por cada 2 potros muertos se observó uno herido.

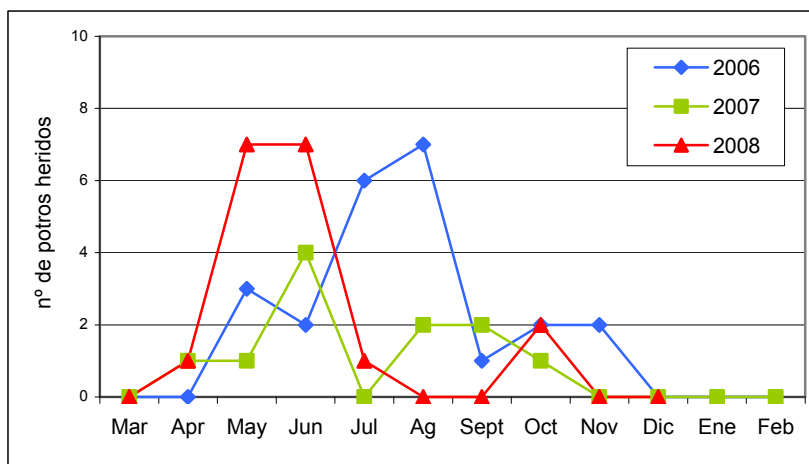


Fig. 79. Distribución mensual del número de potros heridos, periodo 2006-2008.

Se estudió la relación entre el número de potros muertos y el número de potros heridos por meses y por quincenas. Considerando la media interanual de potros muertos y heridos cada mes (Fig. 80), se observó una correlación positiva muy alta estadísticamente significativa ($r_s = 0,988$; $P < 0,001$; $n = 12$). Se obtuvo un resultado semejante al analizar la correlación entre el número de potros muertos y heridos por quincenas ($r_s = 0,776$; $P < 0,001$; $n = 22$).

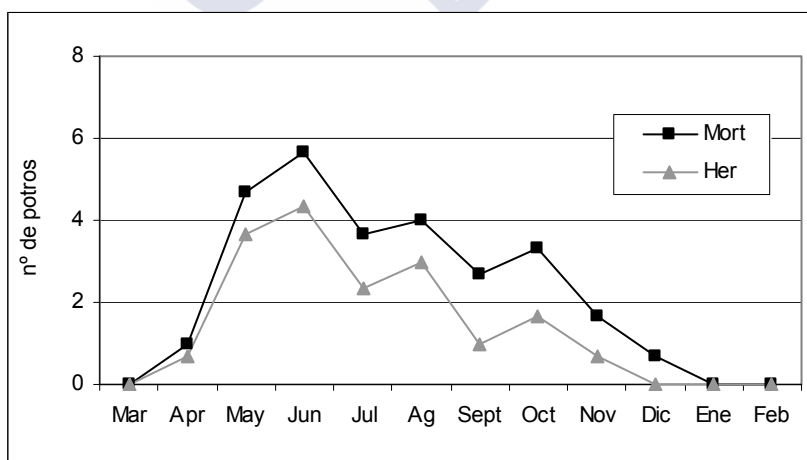


Fig. 80. Correlación entre el número medio de potros muertos y el número medio de potros heridos cada mes (periodo 2006-2008).

La correlación entre potros heridos y potros muertos por meses resultó asimismo significativa todos los años (2006: $r_s = 0,848$, $P < 0,001$, $n = 12$; 2007: $r_s = 0,811$, $P = 0,001$, $n = 12$; 2008: $r_s = 0,747$, $P = 0,013$, $n = 10$), aunque fue en 2006 cuando el coeficiente de correlación resultó más alto (Fig. 81). También por quincenas la correlación entre muertos y heridos resultó significativa (2006: $r_s = 0,641$, $P = 0,001$, $n = 24$; 2007: $r_s = 0,653$, $P = 0,001$, $n = 24$; 2008: $r_s = 0,534$, $P = 0,019$, $n = 19$).

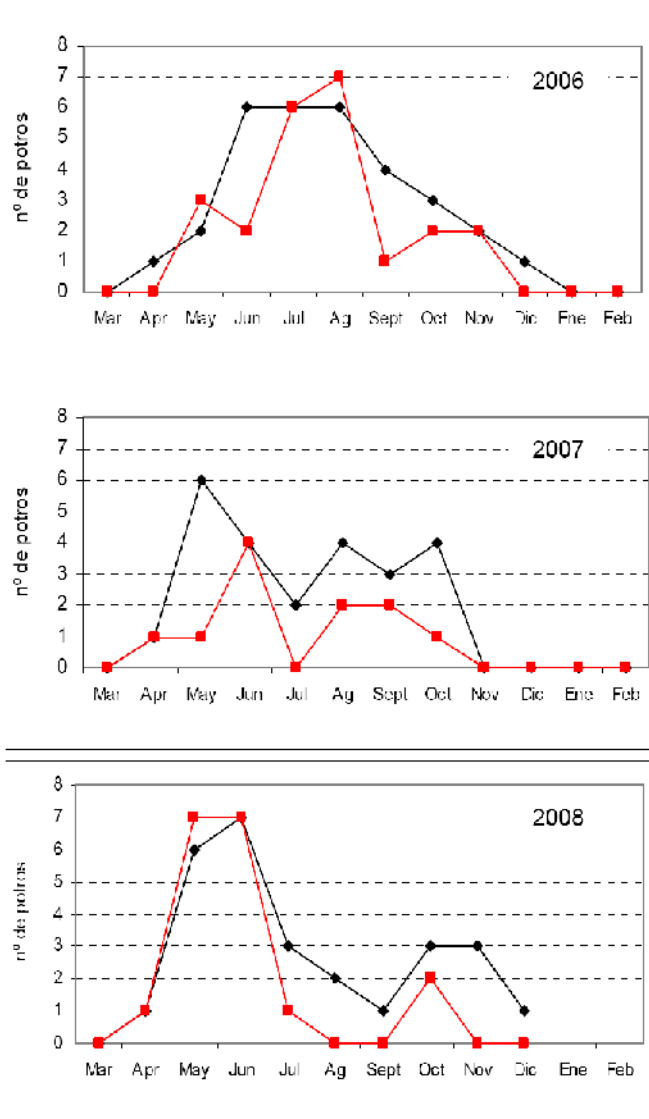


Fig. 81. Correlación mensual entre el número de potros muertos (línea negra) y el número de potros heridos (línea roja).

Analizando esta correlación por montes, se observó que en el Campelo el número de muertos y heridos por quincena resultó correlacionado significativamente todos los años ($P < 0,05$), aunque por meses sólo se observó correlación en 2006 ($r_s = 0,906$; $P < 0,000$; $n = 12$) y 2008 ($r_s = 0,618$; $P = 0,057$; $n = 10$). En Uceira la correlación entre número de heridos y muertos por meses resultó significativa en 2006 y 2007 (2006: $r_s = 0,697$, $P = 0,012$, $n = 12$; 2007: $r_s = 0,775$, $P = 0,003$, $n = 12$), mientras que en 2008 sólo se aproximó a serlo ($r_s = 0,589$; $P = 0,079$; $n = 12$); por quincenas sólo resultó significativa en 2006 ($r_s = 0,470$; $P = 0,020$; $n = 24$).

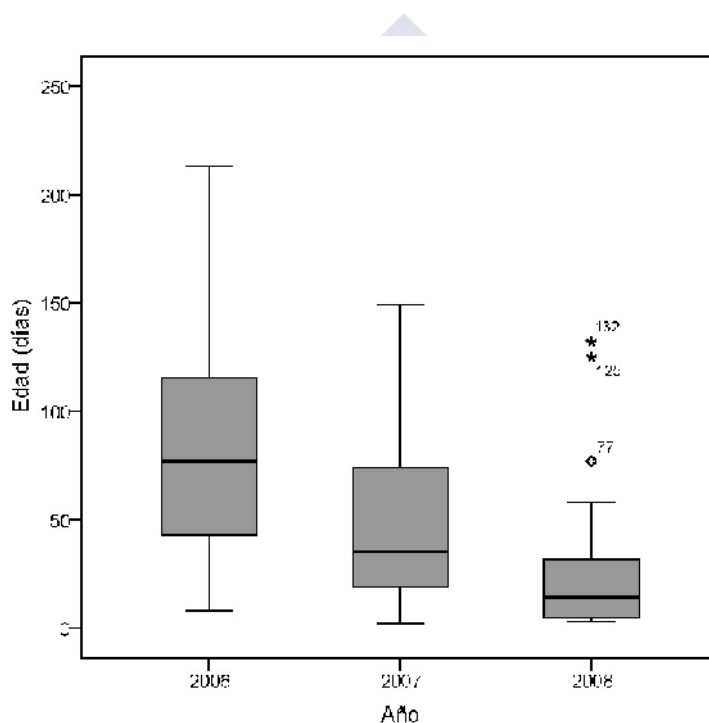


Fig. 82. Gráfico en el que se aprecia la edad en la que los potros sufrieron ataques resultantes en heridas cada año. La línea negra central de la caja representa la mediana, los bigotes representan los cuartiles y los asteriscos los outliers.

Los potros observados que sufrieron ataques resultantes en heridas tenían una edad comprendida entre 2 días y 7 meses, siendo la media 59 días ($SD = 55$; $n = 46$), 20 días menos que la edad media de los potros al morir (media = 79; $SD = 65$; $n = 77$; rango = 3 – 225; ap.

5.2.2.5.). El 50% de los potros sufrieron heridas con menos de 39 días de edad, mientras que el 50% de las muertes se produjeron antes de los 59 días de edad. Se dio una diferencia estadísticamente significativa en la edad a la que los potros sufrieron heridas cada año (H de *Kruskal-Wallis* = 11,614; gl = 2; P = 0,003; n = 46) que fue disminuyendo entre 2006 y 2008 (Fig. 82). La edad media fue: 87 días en 2006 (SD = 58), 54 en 2007 (SD = 47) y 32 en 2008 (SD = 40 días). Otro estadístico que aporta información es la mediana: en 2006 el 50% de los potros heridos tenían menos de 77 días, en 2007 menos de 35 y en 2008 menos de 14 (Fig. 82). Sin embargo, la edad media al morir fue mayor en 2008 que en 2007 (ap. 5.2.2.5.).

5.2.3. Análisis de supervivencia de los potros, factores condicionantes

5.2.3.1. Análisis de supervivencia

Además del cálculo de las tasas de mortalidad (ap.5.2.2.5.), el hecho que 39 potros hubiesen sido retirados (ap. 4.4.5., Tabla 25), datos censurados, aconseja el empleo de análisis de supervivencia de Kaplan-Meier.

Para los análisis de supervivencia se ha empleado una muestra de 149 potros de los cuales conocíamos su fecha de nacimiento (ap. 4.4.5.). El índice de supervivencia de Kaplan-Meier de los potros en su primer año de vida fue de 0,41 (SE = 0,05; n = 149). A pesar de que esta probabilidad de supervivencia anual varió entre 2006 y 2008 (Tabla 56), no difirió significativamente entre los 3 años de estudio (*Log-Rank* χ^2 = 4,27; gl = 2; P = 0,118; n = 149) y por ello se juntaron las muestras para proporcionar unos resultados más robustos.

Tabla 56. Supervivencia anual de Kaplan-Meier de los potros, desde su nacimiento hasta el año de edad. S_{365} es el índice de supervivencia anual, TMS es el tiempo medio de supervivencia expresado en días, ES es el error estándar y n es el número de potros nacidos cada año de la muestra de 149 potros considerados.

Año	S_{365}	ES- S_{365}	TMS	ES-TMS	Intervalo de confianza 95%	n
2006	0,26	0,07	170	20	130-208	47
2007	0,55	0,08	234	23	189-278	48
2008	0,37	0,10	153	13	127-178	54

La curva de supervivencia de la muestra total de potros se representa en la figura 83. Por la pendiente de la curva se aprecia que en el primer mes de vida se dio una mayor mortalidad, durante el segundo y el tercer mes la mortalidad descendió y a partir del cuarto mes aumentó, pero no llegó al nivel del primero. El tiempo medio de supervivencia (TMS) de los potros fue de 204 días (SE = 13; 95%IC = 179 – 229; n = 149), mientras que la edad media de los potros que murieron fue de 79 días (SD = 64,60; rango = 3 – 225; n = 77), es decir 2 meses y 19 días. El 50% de los potros sobrevivió más de 169 días (5 meses y 19 días).

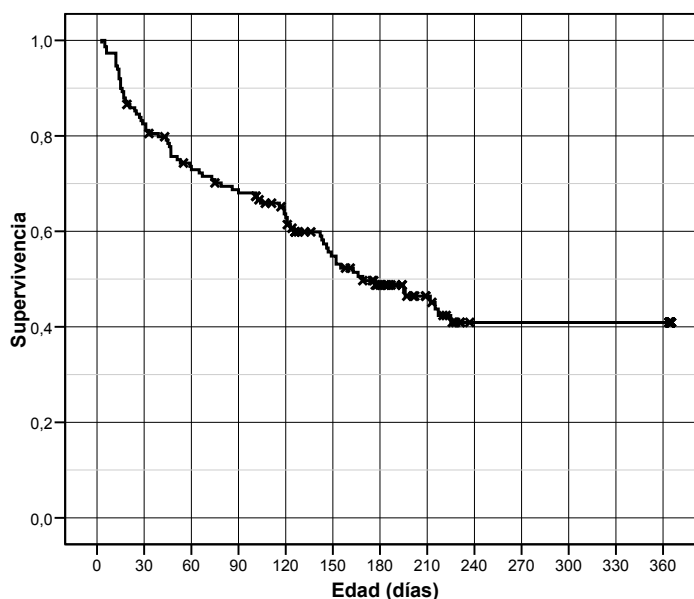


Fig. 83. Función de supervivencia anual de Kaplan-Meier para la muestra total de potros (n = 149). El tiempo medio de supervivencia fue de 204 días. Las cruces representan los valores censurados.

En las curvas de supervivencia de los tres años (Fig. 84) se aprecia asimismo que la supervivencia máxima se dio en 2007 y la mínima en 2006, mientras que en 2008 se alcanzaron valores intermedios. En este último año todos los potros que sobrevivieron hasta el 2 de diciembre se consideraron censurados, pues en esa fecha finalizó el estudio. Es por ello que la supervivencia en este año estuvo limitada a 237 días mientras que en 2006 y 2007 lo estuvo a 365 y 366 días respectivamente. En la gráfica se aprecia como en 2008 la mortalidad en los dos primeros meses fue mayor (0,34) que en 2006 (0,25) y 2007 (0,20), y que entre los dos y los

cuatro meses y medio de edad no murió ningún potro, comenzando después un segundo periodo de mortalidad (0,28). En 2006 y 2007 la mortalidad en los cuatro primeros meses fue similar, solapándose incluso en ocasiones las curvas de supervivencia, pero a partir del cuarto mes la mortalidad fue baja en 2007 ($<0,10$), mientras que en 2006 continuó alta (0,40) o incluso más elevada que hasta ese momento (Fig. 84).

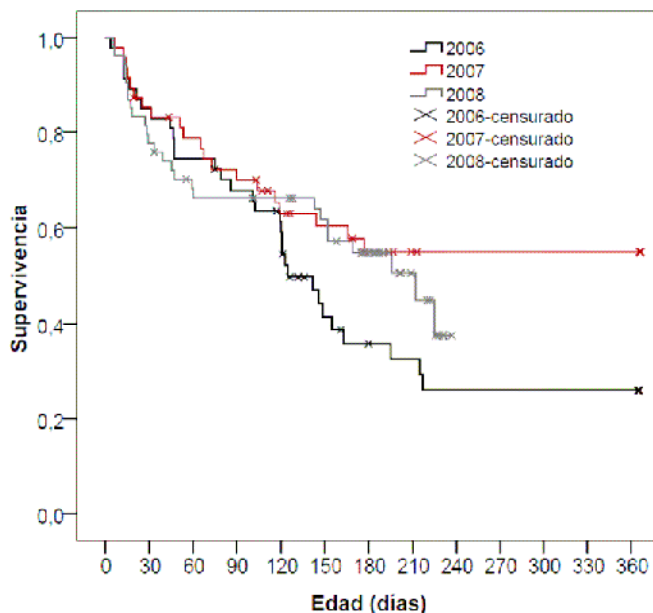


Fig. 84. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier de los potros nacidos en 2006 (negro), 2007 (rojo) y 2008 (gris). ($P = 0,118$; $n = 149$).

La supervivencia de los potros durante su primer año de vida fue menor en CPL (0,37; $SE = 0,05$) que en UZ (0,61; $SE = 0,09$), pero esta diferencia no resultó estadísticamente significativa ($Tarone\ Ware = 1,19$; $gl = 1$; $P = 0,276$; $n = 139$). En CPL la supervivencia fue 0,29 ($SE = 0,08$) en 2006, 0,28 ($SE = 0,11$) en 2008 y 0,47 ($SE = 0,09$) en 2007, mucho más alta, aunque las diferencias interanuales no resultaron estadísticamente significativas ($Tarone\ Ware = 1,56$, $gl = 2$; $P = 0,458$; $n = 103$). En UZ el único año en el que la mortalidad tuvo una incidencia importante fue 2006, en el que la supervivencia fue 0,13; mientras que en 2007 fue 0,83 y en 2008 0,70, lo que dio lugar a diferencias estadísticamente significativas entre años ($Tarone\ Ware = 7,91$; $gl = 2$; $P = 0,019$; $n = 36$).

5.2.3.2. Influencia de haber sufrido heridas

Observamos que los potros que habían sufrido algún ataque resultante en heridas (ap. 5.2.2.3.) tuvieron una probabilidad de supervivencia superior (Supervivencia de Kaplan-Meier = 0,50; SE = 0,08) que aquellos que no las habían sufrido (0,37; SE = 0,06), aunque esta diferencia no resultó ser estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 2,03$; gl = 1; $P = 0,154$; n = 149).

Si desglosamos la muestra por años (Tabla 57), observamos que en 2006 la supervivencia de los potros heridos superó en más del doble la supervivencia de los que nunca habían sufrido heridas y en 2007 fue de casi el doble. En ambos años las diferencias resultaron estadísticamente significativas. Sin embargo, en 2008 la supervivencia fue prácticamente igual para potros heridos y no heridos.

Tabla 57. Índices anuales de supervivencia de Kaplan-Meier de los potros, dependiendo si habían sufrido heridas o no, acompañados de los resultados de la prueba Log-Rank.

Año	Supervivencia K-M heridos	Supervivencia K-M no heridos	Prueba <i>Log-Rank</i>
2006	0,44; SE = 0,13	0,15; SE = 0,08	4,74; $P = 0,029$; n = 47
2007	0,87; SE = 0,12	0,47; SE = 0,08	3,75; $P = 0,053$; n = 48
2008	0,35; SE = 0,14	0,38; SE = 0,13	0,59; $P = 0,444$; n = 54

5.2.3.3. Influencia del sexo

La supervivencia de los machos (Supervivencia de Kaplan-Meier = 0,38; SE = 0,06) fue marcadamente menor que la de las hembras (0,48; SE = 0,07) como se aprecia en la figura 85, aunque esta diferencia no resultó estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 2,19$; gl = 1; $P = 0,139$; n = 143). Este patrón se repitió todos los años (Tabla 58) excepto en 2008, pero no resultó estadísticamente significativo en ninguno de ellos (*Log-Rank*; $P > 0,05$). En la figura 85 se aprecia como la incidencia de la mortalidad fue exactamente igual para los dos sexos durante el primer mes y medio de vida y a partir de entonces comenzaron a separarse las dos curvas de supervivencia. En el total de la muestra, el sex ratio al nacer estaba equilibrado (1,08 machos por cada hembra), pero la mortalidad favoreció una razón de sexos al año de vida más sesgada

hacia las hembras (0,85 machos por hembra), debido a una supervivencia de 0,38 para los machos y 0,48 para las hembras.

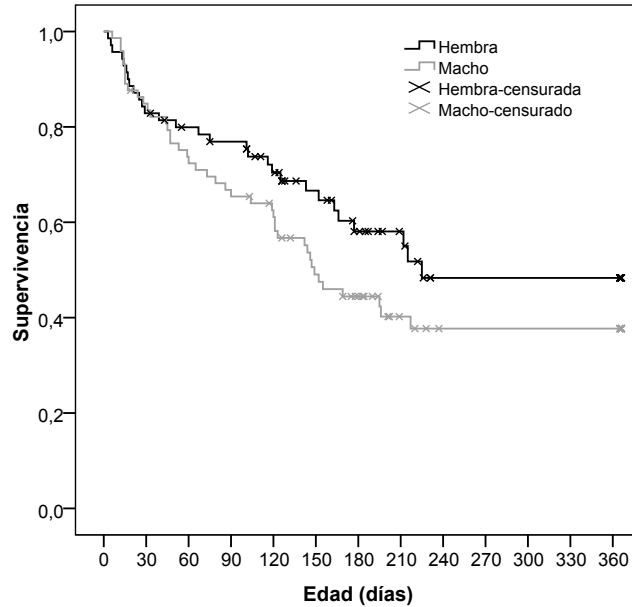


Fig. 85. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier de los potros por sexo (negro: hembras, gris: machos). Las cruces representan los valores censurados. ($P = 0,139$; $n = 143$).

Tabla 58. Estimación, por el método de Kaplan-Meier, de la supervivencia de los potros, desde su nacimiento hasta el año de edad, cada año y según su sexo. S_{365} = índice de supervivencia, SE = error estándar, MST = supervivencia media en días, n es el número de potros nacidos cada año de la muestra de 143 potros de los que se pudo determinar sexo y edad. Se incluyen los resultados de la prueba de Log-Rank sobre las diferencias de supervivencia entre sexos.

Año	Sexo	S_{365}	SE	MST	SE	Intervalo de confianza 95%	n	Log-Rank
2006	machos	0,19	0,09	165	25	116-214	22	$\chi^2=1,060$; $P=0,303$
	hembras	0,42	0,13	213	33	148-279	20	
2007	machos	0,51	0,10	218	31	157-279	26	$\chi^2=0,969$; $P=0,325$
	hembras	0,62	0,12	264	31	202-325	21	
2008	machos	0,40	0,11	142	19	105-195	25	$\chi^2=0,481$; $P=0,488$
	hembras	0,39	0,15	161	17	127-195	29	
Total	machos	0,37	0,06	194	17	160-228	73	$\chi^2=2,192$; $P=0,139$
	hembras	0,48	0,08	230	19	194-267	70	

5.2.3.4. Influencia del color de la capa

Se apreció una mayor supervivencia de los potros de capa tostada y alazana (Supervivencia de Kaplan-Meier = 0,51; SE = 0,08) que los de capa castaña (0,34; SE = 0,06), y que los de capa gris-negra (0,45; SE = 0,15) (Fig. 86), aunque estas diferencias no resultaron ser estadísticamente significativas (*Tarone Ware* = 3,47; gl = 2; $P = 0,176$; n = 149). Comparando la supervivencia de los potros de capa castaña (0,34; SE = 0,06) con los de las demás capas agrupadas (0,50; SE = 0,07), las diferencias se aproximaron a ser significativas (*Log-Rank* $\chi^2 = 3,20$; gl = 1; $P = 0,074$; n = 149).

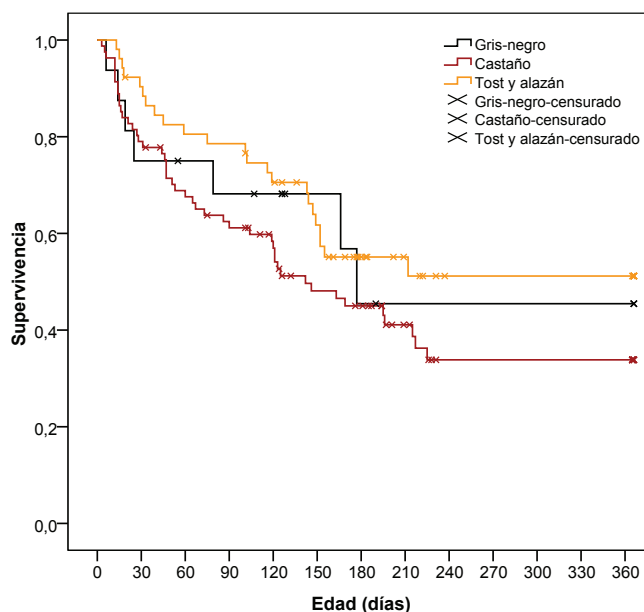


Fig. 86. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier para cada color de los potros (negro: negros-grises, castaño: castaños, amarillo: tostados y alazanes) ($P = 0,176$; n = 149).

5.2.3.5. Influencia de la fecha de nacimiento

Se analizó la posible influencia de dos variables relacionadas con la fecha de nacimiento de los potros sobre su supervivencia: 1) Nacer al principio de la época de partos; 2) Nacer en el

momento de mayor concentración de los mismos. Para estos análisis consideramos la muestra de 139 potros (ap. 4.4.4.).

Los potros que nacieron en los meses de marzo y abril, es decir al comienzo de la época reproductora, presentaron un índice de supervivencia de Kaplan-Meier (0,58; SE = 0,07) que superó en más del doble al de los nacidos posteriormente (0,27; SE = 0,06), resultando esta diferencia estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 13,11$; gl = 1; $P < 0,001$; $n = 139$) (Fig. 87). No sobrevivió ninguno de los potros nacidos después de junio (índice de supervivencia de Kaplan-Meier = 0,00). El grupo constituido por el primer 25% de potros nacidos presentó un índice de supervivencia de 0,54, significativamente mayor que el grupo de los nacidos después (0,35; *Log-Rank* $\chi^2 = 4,25$; gl = 1; $P = 0,039$; $n = 139$).

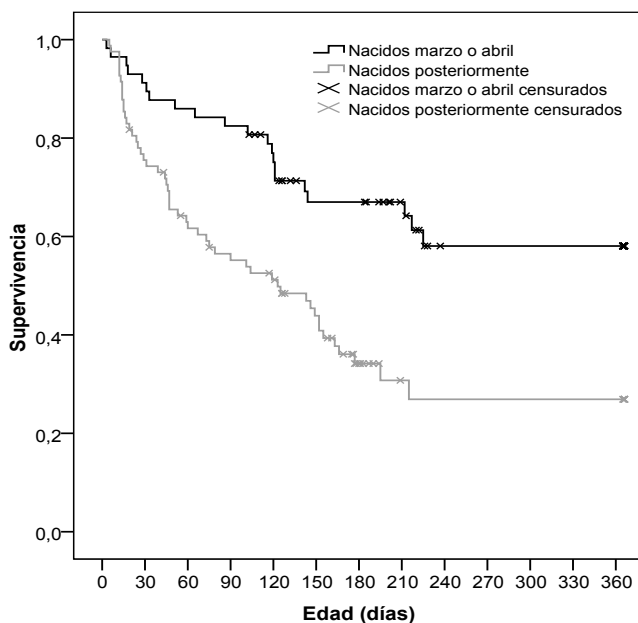


Fig. 87. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier según el momento de nacimiento. Los potros nacidos en marzo-abril, al comienzo de la época reproductora (negro), presentaron una mayor supervivencia que los nacidos en los meses posteriores (gris) ($P < 0,001$; $n = 139$).

Para valorar el efecto de la sincronización en los nacimientos se comparó el índice de supervivencia de los potros nacidos en quincenas en las que se concentraron más del 30% de

los partos (0,43; SE = 0,07) con el de los que nacieron en quincenas en las que se produjeron menos del 30% (0,37; SE = 0,08). Aunque la diferencia no resultó estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 0,54$; gl = 1; $P = 0,464$; $n = 139$), en la figura 88 se aprecia cómo, durante los cuatro primeros meses de vida, la supervivencia de los potros nacidos sincronizados fue mayor.

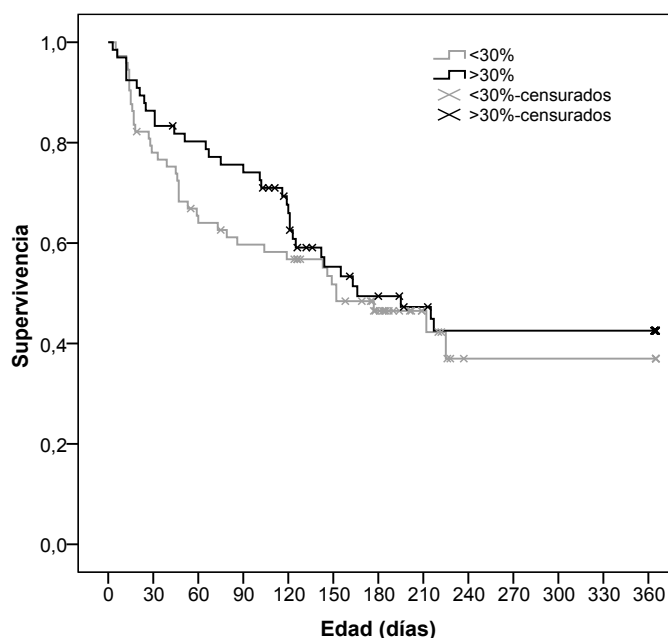


Fig. 88 Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier según el número de potros nacidos por quincena. Los potros nacidos en quincenas que concentraron más del 30% de los partos anuales, negro, presentaron una mayor supervivencia que los nacidos en las demás quincenas, gris ($P = 0,464$; $n = 139$).

Los potros nacidos durante el periodo que concentró el 50% de los partos presentaron una supervivencia similar (0,41; SE = 0,07) a la de los nacidos fuera de este periodo (0,39; SE = 0,07) (*Tarone-Ware* $\chi^2 = 0,15$; gl = 1; $P = 0,696$; $n = 139$). Los potros nacidos en el periodo de sincronización de los partos de cada monte cada año (Tabla 42) presentaron una supervivencia mayor (0,43; SE = 0,06) que los nacidos fuera de este periodo (0,36; SE = 0,08), pero sin diferencias estadísticamente significativas (*Tarone-Ware* $\chi^2 = 0,25$; gl = 1; $P = 0,615$; $n = 139$).

Los potros nacidos en la quincena que concentró mayor número de partos, es decir en el pico de nacimientos, presentaron mayor índice de supervivencia (0,48; SE = 0,08) que los

nacidos en el resto de quincenas (0,36; SE = 0,06), aproximándose esta diferencia a ser estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 3,41$; gl = 1; $P = 0,065$; n = 139) (Fig. 89). Analizando estas diferencias año a año, se observó que en 2006, coincidiendo con una mayor sincronización reproductora (ap. 5.2.1.4.), la diferencia entre estos índices de supervivencia resultó ser estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 5,80$; gl = 1; $P = 0,016$; n = 47).

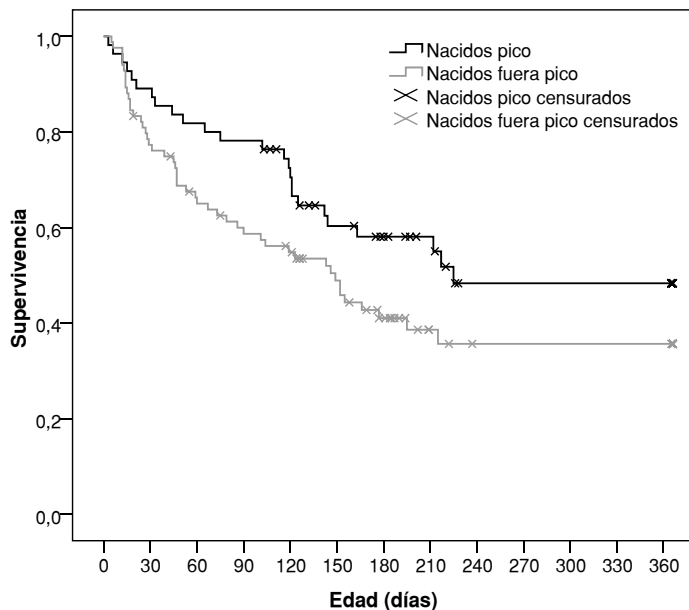


Fig. 89. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier para los potros nacidos en la quincena que concentró el pico de nacimientos, negro, en comparación con los potros nacidos en el resto de quincenas, gris ($P = 0,065$; n = 139).

5.2.3.6. Influencia de las características de las yeguas

Comparando la supervivencia de los potros en relación al color de la capa de sus madres, se observó que los potros de yeguas alazanas y tostadas presentaron un índice de supervivencia más alto (0,57; SE = 0,10), que los de yeguas grises-negras (0,46; SE = 0,13), castañas (0,36; SE = 0,06), o de otras capas (0,33; SE = 0,27), aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (*Log-Rank* $\chi^2 = 1,85$; gl = 3; $P = 0,606$; n = 149).

Respecto a la posible relación entre la edad de las yeguas y la supervivencia de los potros, sobre la muestra de 73 potros nacidos de 35 yeguas de las que conocíamos su edad (ap. 4.4.5.), los de las <12 años presentaron un índice de supervivencia más alto (0,47; SE = 0,08), que los de las yeguas ≥ 12 (0,35; SE = 0,09), aunque esta diferencia no resultó estadísticamente significativa (*Log-Rank* $\chi^2 = 1,17$; gl = 1; $P = 0,280$; $n = 73$).

En relación a la posible influencia de la altura a la cruz de las yeguas con respecto a la supervivencia de los potros, sobre la muestra de 53 potros nacidos de 24 yeguas de altura conocida (ap. 4.4.5.), los de yeguas de alzada <1,36 m presentaron un índice menor (0,33; SE = 0,10), que los de yeguas $\geq 1,36$ m (0,41; SE = 0,10), aunque sin diferencias estadísticamente significativas (*Log-Rank* $\chi^2 = 0,62$; gl = 1; $P = 0,428$; $n = 53$).

5.2.3.7. Análisis multivariante

Se realizó un análisis multivariante para estudiar el efecto conjunto de las variables que en los análisis univariantes parecían tener más influencia en la supervivencia de los potros: sexo, capa, mes de nacimiento y nacer en la quincena en la que tuvo lugar el pico de partos. Todas ellas se incluyeron en una *Regresión de Cox* (ap. 4.4.5.). Los resultados (Tabla 59) muestran que las variables con mayor poder predictivo en la supervivencia de los potros fueron: 1) Mes de nacimiento, separándose en marzo - abril frente a los demás meses; 2) Color de capa, clasificando éstas en castaña y otras capas. No se observó relación entre el sexo o nacer en el pico de partos y la supervivencia de los potros. Para cada variable incluida en la ecuación de regresión, el estadístico de Wald permite contrastar si el parámetro B asociado a la variable es significativamente distinto de cero, cuando $P < 0,01$, lo que significa que la información que se perdería al eliminar esa variable es significativa y por lo tanto ésta es incluida en el modelo. $\text{Exp}(B)$ representa el riesgo relativo de la variable considerada, para variables binarias es el número de veces que es mayor el riesgo de un grupo (codificado con valor 1) con respecto al otro (codificado como 0). Así, los potros nacidos después de abril tienen 2,5 más probabilidades de morir que los que han nacido en marzo y abril, los potros castaños tienen 1,7 veces más riesgo de morir que los potros de otras capas (Tabla 59).

Realizamos otra *Regresión de Cox* introduciendo las variables relacionadas con las características de las yeguas: capa, edad y alzada, estas dos últimas como variables continuas, pero ninguna de ellas fue retenida en la ecuación.

Tabla 59. Resultados de la regresión de Cox ($n = 133$). La columna B muestra los coeficientes de regresión y ES es su error estándar. Se incluye el estadístico de Wald, con su significación asociada P , los grados de libertad gl y el riesgo relativo o $\text{Exp}(B)$.

Variables incluidas en el modelo	B	ES	Wald	gl	P	Exp(B)
1. Fecha nacimiento (después de abril = 1, marzo-abril = 0)	0,922	0,270	11,619	1	0,001	2,514
2. Color capa potro (castaño = 1, demás = 0)	0,528	0,270	4,374	1	0,036	1,696

5.2.4. Éxito reproductor de las yeguas

Seleccionamos 52 yeguas de CPL y UZ para analizar su éxito reproductor, excluyendo aquellas de las que no pudimos estudiar la supervivencia de sus potros durante todo el periodo de estudio (ap. 4.4.7). Se calculó el promedio interanual de partos (*I. partos*), que proporcionó un valor máximo de 1,00 para las yeguas que parieron todos los años y un mínimo de 0,00 para las que no parieron ningún año (Anexo VII). De esta muestra, en Campelo casi la mitad de las yeguas (47,37%) parieron todos los años ($\text{Partos} = 3$; Tabla 60), mientras que en Uceira sólo un 28,57%, diferencia que no resultó estadísticamente significativa ($\chi^2 = 0,811$; $gl = 1$; $P = 0,368$; $n = 52$). El índice de partos medio de las yeguas de Uceira fue 0,62 ($SD = 0,32$; $n = 14$) y de las de Campelo 0,71 ($SD = 0,33$; $n = 38$) ($U \text{ de Mann-Whitney} = 218,5$; $P = 0,299$; $n = 52$).

Tabla 60. Número y porcentaje de yeguas que presentaron índices de partos de valores 0, 0,3, 0,7 y 1 en los montes Campelo (CPL) y Uceira (UZ), y total ($n = 52$).

Partos	I. partos	CPL		UZ		Total	
		n	%	n	%	n	%
0	0	3	7,89	1	7,14	4	7,69
1	0,3	7	18,42	4	28,57	11	21,15
2	0,7	10	26,32	5	35,72	15	28,85
3	1	18	47,37	4	28,57	22	42,31
Total		38	100,00	14	100,00	52	100,00

El índice de supervivencia de los potros de cada yegua (*I. sup.*) fue calculado como el número de potros supervivientes entre los nacidos, lo que equivale a $(1 - Tm_1)$ (ap. 5.2.2.5.). En Campelo el *I. sup.* fue $>0,5$ para el 26,32% de las yeguas y en Uceira para el 35,71% (Tabla 61),

pero estas diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($\chi^2 = 0,705$; gl = 1; $P = 0,401$; $n = 47$). El *I. sup.* medio fue 0,39 (SD = 0,67; $n = 35$) para las yeguas de CPL y 0,62 (SD = 0,34; $n = 13$) para las de UZ, aproximándose esta diferencia a ser estadísticamente significativa (U de Mann-Whitney = 149,0; $P = 0,061$; $n = 48$).

Tabla 61. Número y porcentaje de yeguas que presentaron índices de supervivencia de sus potros menores y mayores de 0,5 en los montes Campelo (CPL) y Uceira (UZ), y total. “Sin datos” se refiere a las yeguas que no parieron ningún potro en los tres años.

I. sup.	CPL		UZ		Total	
	n	%	n	%	n	%
Sin datos	3	7,89	1	7,14	4	7,69
≤ 0,5	25	65,79	8	57,15	33	63,46
>0,5	10	26,32	5	35,71	15	28,85
Total	38	100,00	14	100,00	52	100,00

El índice de éxito reproductor (*I. éxito*) fue calculado multiplicando el índice de partos (*I. partos*) por el índice de supervivencia (*I. sup.*) y representa el número de potros por año que fue capaz de sacar adelante cada yegua. Los valores del *I. éxito* oscilaron entre 0 y 1, obteniendo *I. éxito* 0 aquellas yeguas que no lograron ningún potro y 1 las que lograron sacar adelante un potro cada año (3). En CPL casi la mitad de las yeguas (42,11 %) no consiguieron sacar ningún potro adelante (*I. éxito* = 0) mientras que en UZ este porcentaje fue mucho menor (14,29 %) (Tabla 62). Sin embargo, el porcentaje de yeguas que sacaron más de 2 potros adelante fue mayor en CPL (18,42) que en UZ (14,29) (Tabla 62). El índice de éxito reproductor, o proporción de potros que fueron capaces de lograr las yeguas de UZ (media = 0,36; SD = 0,24; $n = 14$) fue ligeramente superior que las de CPL (media = 0,26; SD = 0,27; $n = 28$), no resultando estadísticamente significativa la diferencia ($M-W U = 322,5$; $P = 0,179$; $n = 52$).

Tabla 62. Porcentaje de yeguas que alcanzaron cada uno de los índices de éxito reproductor (*I. éxito*), en Campelo, Uceira, y total.

I. éxito	Potros/año	CPL		UZ		Total	
		n	%	n	%	n	%
0	0	16	42,11	2	14,29	18	34,62
0,3	1	15	39,47	10	71,43	25	48,07
0,6	2	6	15,79	1	7,14	7	13,46
1	3	1	2,63	1	7,14	2	3,85
Total		38	100,00	14	100,00	52	100,00

5.2.5. Estructura social de los ponis

A principios del año 2006, la estructura social de los ponis de Campelo se caracterizaba por la existencia de tres grandes manadas entre las que se repartían las 50 yeguas del monte. Cada una de las manadas estaba constituida por un garañón y entre 11 y 27 yeguas adultas. No había subadultos, pues el manejo que se llevaba a cabo suponía la extracción de todos los potros nacidos cada año. Denominamos a estas manadas: Alto, Fonte y Pastizal, en función de la denominación del terreno que cubrían sus respectivas áreas de campeo. En ocasiones localizábamos a toda la manada junta, pero las más, observábamos a las yeguas repartidas en pequeños grupos distribuidos por el territorio de la manada. A veces, al localizar a toda la manada junta, se ponían de manifiesto ciertas afinidades entre las yeguas que tendían a permanecer cerca unas de otras formando pequeños grupos, aunque integradas todas ellas en la gran manada.

En los años sucesivos, los ponis se organizaban en manadas compuestas por un garañón, numerosas yeguas, sus potros del año y los subadultos nacidos en los años anteriores. La presencia de subadultos provocó la existencia de una estructura social más compleja. Hemos observado cómo, a lo largo de los tres años de estudio, se fue complicando la estructura social al irse diferenciando pequeños grupos de 2-3 yeguas con sus crías de años anteriores, alejadas del garañón e incluso acompañadas por un macho subadulto.

La matriz de asociaciones obtenida con el programa SOGPROG (ap. 4.4.8.) recoge los índices de asociación *SRI* entre cada par de individuos. A partir de esta matriz se obtuvieron los valores de las variables sociales para cada poni (Anexo VIII).

El índice de asociación medio (*SRI medio*) de cada poni se obtiene como la media de los *SRI* que posee con cada uno de los demás individuos del monte (ap. 4.4.8.). El valor medio de los *SRI medios* en las yeguas con los demás ponis fue 0,14 (rango = 0,02-0,19; SD = 0,03; n = 51). Este índice proporciona una idea del gregarismo o de la tendencia de los ponis a asociarse entre ellos y de la fuerza de estas asociaciones.

El valor medio de los índices de asociación máximos (*SRI máximo*: ap. 4.4.8.) de las yeguas fue 0,59, lo que quiere decir que como media cada una de las yeguas tuvo otro poni con el que fue localizada en un 59% de los muestreos o, lo que es lo mismo, que pasaron el 59% del

tiempo juntas; el *SRI máximo* mostró una alta variabilidad (rango = 0,19-0,89; SD = 0,17; n = 51), lo que indica la existencia de diferentes comportamientos sociales individuales.

El valor medio de los índices de sociabilidad de cada yegua (*SRI max * TTG*) fue 5,04 (rango = 0,44-8,51; SD = 1,97; n = 51), lo que también indica variabilidad en el grado de integración social de las distintas yeguas.

El gregarismo de las yeguas durante el periodo de estudio se manifiesta por el tamaño típico de grupo (*TTG*; ap. 4.4.8), que fue 9,28 (rango = 3,29-12,07; SD = 1,78; n = 51). Este tamaño típico del grupo incluye las asociaciones de las yeguas con los garañones. Aunque el *TTG* para el periodo de estudio completo fue similar en las tres manadas: 9,53 en Alto, 9,31 en Fonte y 9,18 en Pastizal (*Prueba H de Kruskal-Wallis* = 2,637; gl = 2; *P* = 0,267; n = 54), se apreció un aumento del mismo entre 2006 y 2008 en las manadas del Alto (A) y de Fonte (F), a costa de una reducción en la manada del Pastizal (P) (Tabla 63).

El valor medio de los índices de asociación de las yeguas con el garañón (*SRI M* ap. 4.4.8.) fue 0,43 (Tabla 63), lo que quiere decir que como media las yeguas pasan un 43% del tiempo asociadas con el garañón de su manada. Se observó una gran variación del *SRI M*, existiendo yeguas que llegaron a pasar hasta el 83% de su tiempo con el garañón y otras tan solo el 8% (SD = 19%). El número de yeguas con *SRI M* > 50% fue de 8 en la manada de Alto, 9 en la de Fonte y 2 en el del Pastizal. Los *SRI M* fueron mayores en las yeguas de la manada de Fonte (media = 0,51; SD = 0,23) y en la del Alto (media = 0,43; SD = 0,15) que en la del Pastizal (media = 0,34; SD = 0,13), siendo estas diferencias estadísticamente significativas (*K-W H* = 6,148; gl = 2; *P* = 0,046; n = 51)

El resultado del test de Mantel, considerando las manadas como clases (ap. 4.4.8.), mostró de un modo cuantitativo la división de la población de ponis en manadas, dada la diferencia en los patrones de asociación de los ponis dentro de las manadas y entre las manadas (Tabla 63; Test de Mantel: *t* = 26,794; *P* = 1; matriz de correlación = 0,708; n = 54); valores positivos de *t* y de la matriz de correlación junto con un valor alto de *P* indican que las asociaciones dentro de las manadas son significativamente mayores que entre manadas (ap. 4.4.8.). Los índices de asociación dentro de las manadas se refieren a entre ponis de las mismas manadas, y entre manadas hace referencia a asociaciones entre yeguas pertenecientes a distintas manadas. Las asociaciones entre ponis de distintas manadas son raras y sólo debidas a cambios de yeguas, por eso el *TTG* entre manadas fue tan bajo ($\leq 2,32$: Tabla 63). Los índices medios de asociación dentro de las manadas fueron altos (*SRI medio* = 0,38; SD = 0,04), mientras que apenas existieron asociaciones entre yeguas de distintas manadas (*SRI medio* = 0,07; SD = 0,04),

siendo debidos los valores que alcanzó este índice a cambios producidos entre manadas. Los *SRI* obtenidos por medio de SOCPROG introduciendo las manadas como clases y ejecutando el test de Mantel para cada año, se observa que los *SRI* dentro de las manadas fueron mayores que entre manadas todos los años ($t > 0,000$; $P = 1$) (Tabla 63).

Tabla 63. Índices anuales de asociación de ponis adultos: 2006 ($n = 53$), 2007 ($n = 51$) y 2008 ($n = 53$, incluidos 7 subadultos nacidos en 2006). **SRI**: índice de asociación, **TTG**: tamaño típico del grupo. Los resultados se exponen para cada manada, dentro de las manadas (entre ponis de las mismas manadas), entre manadas (es decir, entre ponis pertenecientes a distintas manadas) y en total.

Año	Asociaciones	SRI medio		SRI máximo		TTG	
		Media	SD	Media	SD	Media	SD
2006	Alto	0,61	0,05	0,83	0,11	8,71	1,59
	Fonte	0,47	0,13	0,68	0,20	8,06	2,75
	Pastizal	0,33	0,05	0,71	0,16	10,60	2,20
	Dentro de las manadas	0,43	0,14	0,73	0,17	9,50	2,70
	Entre manadas	0,02	0,02	0,14	0,11	1,50	1,60
	Total 2006	0,15	0,03	0,73	0,17	10,00	2,80
2007	Alto	0,39	0,08	0,63	0,10	8,98	2,52
	Fonte	0,46	0,17	0,67	0,23	8,00	3,16
	Pastizal	0,36	0,08	0,73	0,22	8,13	2,42
	Dentro de las manadas	0,40	0,12	0,68	0,19	8,41	2,71
	Entre manadas	0,04	0,03	0,22	0,13	2,32	2,04
	Total 2007	0,15	0,03	0,68	0,18	9,73	2,71
2008	Alto	0,38	0,11	0,72	0,17	9,89	3,36
	Fonte	0,61	0,06	0,77	0,13	11,18	1,96
	Pastizal	0,33	0,08	0,85	0,16	6,56	2,11
	Dentro de las manadas	0,43	0,15	0,77	0,16	9,34	3,50
	Entre manadas	0,02	0,02	0,10	0,11	1,56	1,76
	Total 2008	0,15	0,05	0,77	0,16	9,89	3,43

La prueba de compañías preferidas y evitadas (ap. 4.4.8.) indicó que las asociaciones entre los ponis se alejaron significativamente de ser aleatorias. La desviación estándar de *SRI* observados fue significativamente mayor que la de los aleatorios (observados = 0,177; aleatorios = 0,068; $P = 0,999$; indicando $P > 0,075$ valores observados significativamente mayores que los aleatorios). Esto indica que existen asociaciones preferidas y evitadas puesto que entre algunos

ponis se dan *SRI* muy altos (compañía preferida) y entre otros muy bajos o iguales a cero (compañías evitadas), frente a los índices de asociación más homogéneos que existirían si todos los ponis se asociaran aleatoriamente entre sí. El porcentaje de índices de asociación distintos de cero resultó significativamente menor en los datos observados que en los datos aleatorios (observados = 0,681; aleatorios = 0,995; $P = 0,001$; indicando $P < 0,025$ valores esperados menores que los aleatorios). Esto indica la existencia de asociaciones evitadas entre los ponis, como pueden ser las existentes entre individuos de distintas manadas, mientras que en la muestra permutada la probabilidad de asociación es igual entre todos los ponis de la población. Los resultados de esta prueba sugieren la existencia de un sistema social estable con asociaciones preferidas y evitadas entre los ponis, en lugar de un sistema en el que todos los ponis se encontrasen aleatoriamente asociados con sus congéneres.

Esta estructura social se aprecia en el dendrograma de la muestra total de ponis adultos (Fig. 91). Se obtuvo utilizando el método del enlace medio (ap. 4.4.8.), que fue el que proporcionó un mayor coeficiente de correlación cofenético (0,912). En el diagrama de nodos (Fig. 90), los cambios bruscos de pendiente de la línea indican cambios en la tasa de bifurcación y un buen nivel para la definición de los grupos; se identificaron dos nodos con *SRI* 0,22 y 0,47 respectivamente, y posiblemente un tercero 0,63, que suponen la división de la población según dos, o tres, distintos niveles de organización social.

En lo que llamaremos un primer nivel de organización social, utilizando como límite un índice de asociación *SRI* de 0,22 se distinguen claramente tres grupos que coinciden con las tres grandes manadas, diferenciándose tres yeguas solitarias y otras 8 que se cambiaron de la manada del Pastizal a la del Alto cuyos *SRI* fueron menores que 0,22.

En un segundo nivel, con $SRI \geq 0,47$ se distinguen aquellos individuos que permanecieron asociados estrechamente entre sí gran parte del periodo de estudio. Se trata de pequeñas unidades sociales de yeguas con vínculos estables y fuertes, que en ocasiones incluyeron también al garañón de la manada (Fig. 91). En este segundo nivel, las unidades más numerosas que se distinguieron fueron: C) núcleo más cohesionado de la manada de Alto; D) núcleo más cohesionado de la manada de Fonte; G) grupo del garañón del Pastizal.; E) grupo que en el año 2008 llegó a formar una nueva manada que denominamos “del Pinar”. El resto de unidades estaban formados por yeguas con vínculos fuertes que se habían cambiado de manada (A y B) o que funcionaban relativamente independientes de la misma (F, H), al menos durante largos periodos de tiempo. Se observa como el garañón del Pastizal (300) sólo tenía dos yeguas asociadas estrechamente a él, mientras que los garañones de Alto (100) y de Fonte (200) estaban asociados con 9 y 8 yeguas respectivamente, con índices de asociación superiores a 0,47.

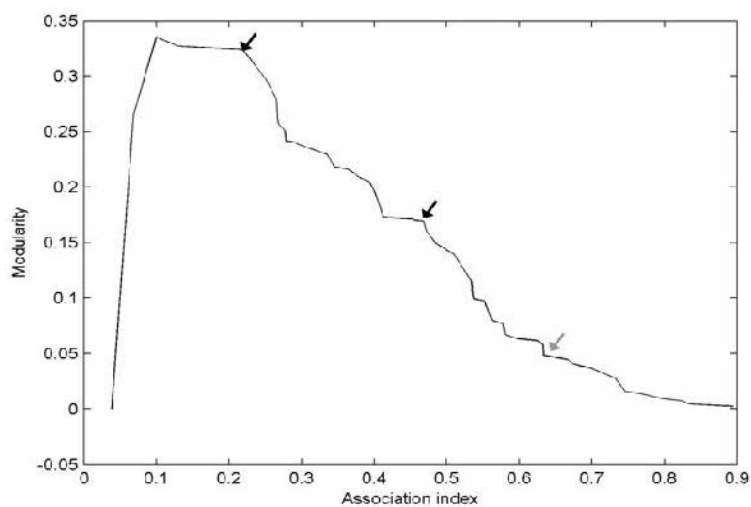


Fig. 90. Diagrama de nodos generado con SOCPROG (Whitehead 2009b, 2009a) que representa la modularidad del clúster frente al índice de asociación. Se distinguieron dos nodos en los índices de asociación 0,22 y 0,47 (flechas negras) y posiblemente un tercer nudo en 0,63 (flecha gris).

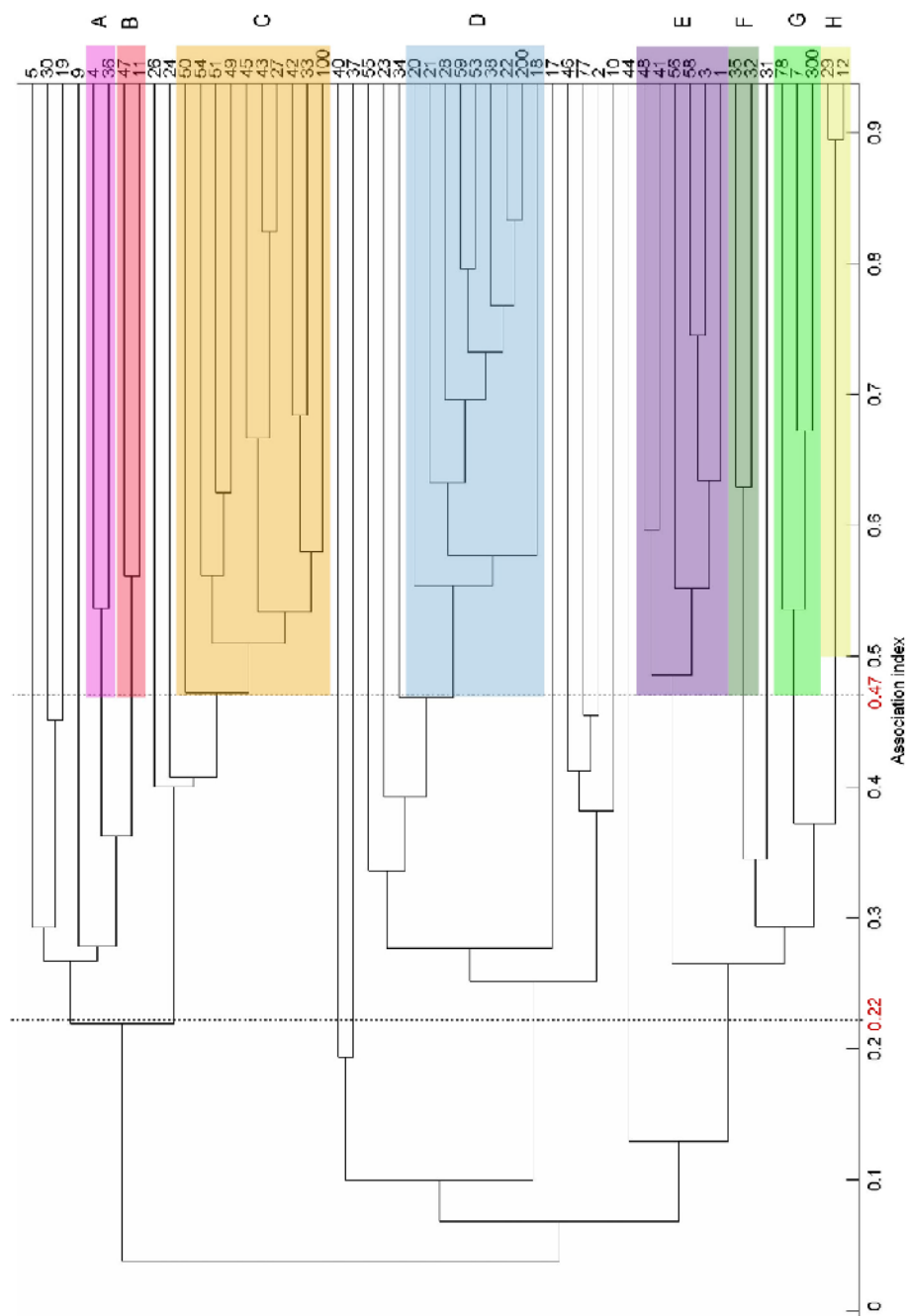


Fig. 91. Dendrograma de las asociaciones observadas en de la población adulta de ponis entre 2006 y 2008. Con índices de asociación SRI $>0,22$ se distinguen las tres grandes manadas. Con SRI $>0,47$ se distinguen pequeñas unidades sociales muy cohesionadas y estables, integradas en las diferentes manadas; cada uno de estos grupos se designó por un color y una letra. Cada poni se designa por su número de identificación: con tres dígitos los garañones, con uno y dos las yeguas.

Podría aún hablarse de otro nivel más de organización social, en el que se distinguirían asociaciones muy estrechas de yeguas, que permanecieron estables durante todo el periodo de estudio y que pasaron juntas más del 63% del tiempo. Dentro de este nivel de asociación se observaron 5 unidades (Fig. 91).

Esta diferencia entre los dos niveles de organización también se aprecia con claridad en los sociogramas (Figs. 92-94) realizados con Netdraw (ap. 4.4.8.). Entre los miembros de estas tres grandes manadas, los índices de asociación (*SRI*) superaban generalmente el nivel 0,3 ($\geq 30\%$ del tiempo juntos, líneas negras). En los diferentes grupos que integraban las manadas, los *SRI* entre sus miembros superaban generalmente el nivel 0,5 ($\geq 50\%$ del tiempo juntos, líneas negras punteadas). En el sociograma del año biológico 2006 (Fig. 92a) se observa como, dentro de cada manada, la mayor parte de las líneas que representan asociación son negras (*SRI* $\geq 0,3$). Al representar los sociogramas mediante las asociaciones $\geq 0,5$ (Figs. 92-94b) se muestra cómo las manadas de Alto y Fonte están muy cohesionadas y continúan apareciendo unidas a lo largo de todo el periodo de estudio, con *SRI* $> 0,5$ entre la mayoría de sus miembros. Pero en la manada del Pastizal se ponen de manifiesto cinco grupos: el grupo que permanece con el garañón, otro grupo de ocho yeguas, otro de cuatro yeguas y dos parejas de yeguas más, lo que da idea de una manada poco cohesionada.

Durante 2006 la estructura social de la población de ponis del Campelo permaneció más o menos estable, pero a finales de año algunas yeguas comenzaron a cambiarse de manada (ap. 5.2.1.4.). El hecho de dejar de extraer potros (ap. 4.1.2.) supuso la existencia de juveniles y subadultos en las manadas, lo que aumentó la existencia de pequeñas agrupaciones de hembras con sus crías que permanecían más ajenas al resto de la manada. La del Alto, formada por 11 yeguas y el garañón, se hallaba muy cohesionada con *SRI* $\geq 0,5$ entre sus componentes. La de Fonte, formada por 13 yeguas y el garañón, también presentaba un alto grado de cohesión (*SRI* $> 0,5$) excepto para algunas yeguas. La del Pastizal era la más numerosa, formada por 26 yeguas y el garañón, pero estaba escasamente cohesionada, y sólo entre pequeños grupos integrados en la manada se observaron *SRI* $\geq 0,5$.

A lo largo de 2007, 11 yeguas abandonaron la manada del Pastizal para unirse a las otras (Tabla 44), la mayoría de ellas (6) durante la época reproductora. En la figura 93 se aprecia como 6 yeguas de la manada original del Pastizal se integraron en la del Alto, 3 en la de Fonte, mientras que otras 3 mantuvieron una situación intermedia, aún con relaciones estrechas con algunas yeguas del Pastizal. También se observó la presencia de algunas yeguas solitarias. Al estudiar el sociograma con *SRI* $\geq 0,5$ (Fig. 93b) se observa como las manadas de Alto y Fonte continuaban estando muy cohesionadas, mientras que las yeguas que permanecieron en la del

Pastizal se hallaban fraccionadas, al igual que en 2006, en pequeños grupos: dos parejas que habitaron durante muchos meses en el territorio de la manada de Alto, un grupo que permaneció la mayor parte del tiempo en el pastizal con el garañón y un cuarto grupo que se independizó, localizándose con frecuencia en una zona de pinares en el extremo NE del monte. Los cambios de manada dieron lugar a *SRI* más bajos entre los miembros de las grandes manadas. La manada del Alto en 2007 estaba formada por 18 yeguas y el garañón, la de Fonte por 16 yeguas y el garañón y la del Pastizal por 14 yeguas y el garañón.

En 2008 la estabilidad volvió al Campelo. El sociograma realizado con todas las asociaciones $>0,0$ (Fig. 94a) muestra que no se daban *SRI* $>0,3$ (líneas negras) entre manadas, excepto los debidos a dos subadultos que en ese año abandonaron su manada natal. El sociograma organizado según *SRI* $\geq 0,5$ (Fig. 94b) muestra que la manada de Alto presentó índices de asociación $\geq 0,5$ entre todos sus miembros, excepto una yegua con su cría del año anterior y una hembra subadulta en dispersión originaria del Pastizal; esta yegua fundó un grupo independiente localizado en el extremo SE del monte, que con frecuencia abandonaba. La de Fonte, estaba formada por 15 yeguas y el garañón, mostrándose muy cohesionada, con índices de asociación $\geq 0,5$ entre todos sus miembros, excepto la subadulta 17.06. El grupo del garañón del Pastizal se quedó reducido a tres yeguas. El grupo denominado del Pinar, que comenzó a independizarse en 2007, en 2008 mostró unos *SRI* muy altos entre sus miembros, siendo numeroso gracias a los subadultos que sobrevivieron; estaba formado por cuatro yeguas, un macho de dos años procedente del Alto y cuatro subadultos de un año. Relativamente vinculado a este grupo del Pinar se distingue otro grupo formado por tres yeguas y sus crías de 2007. Dentro del Pastizal se distinguía también otro grupo de una yegua con su hijo de 2007, a los que se había agregado un macho subadulto de 2006 nacido en la manada del Pastizal, ligeramente independiente pero sociado con esta manada.

Por lo tanto, la estructura social de los ponis en el Campelo se puede describir como formada por tres manadas básicas, consistentes en un garañón, varias yeguas y sus crías. Un análisis cuantitativo más detallado muestra una estructura social formada por asociaciones entre yeguas, las cuales constituyen grupos con distinto grado de cohesión y estabilidad temporales; grupos que generalmente a su vez están incluidos en las manadas, pero que son el germen de otras nuevas. Hay yeguas que permanecieron los tres años vinculadas con *SRI* $>0,5$ mientras que otras cambiaron de asociación. Las manadas resultaron tener cierto grado de dinamismo, observándose diversos casos de yeguas que cambiaron de manada durante el periodo de estudio.

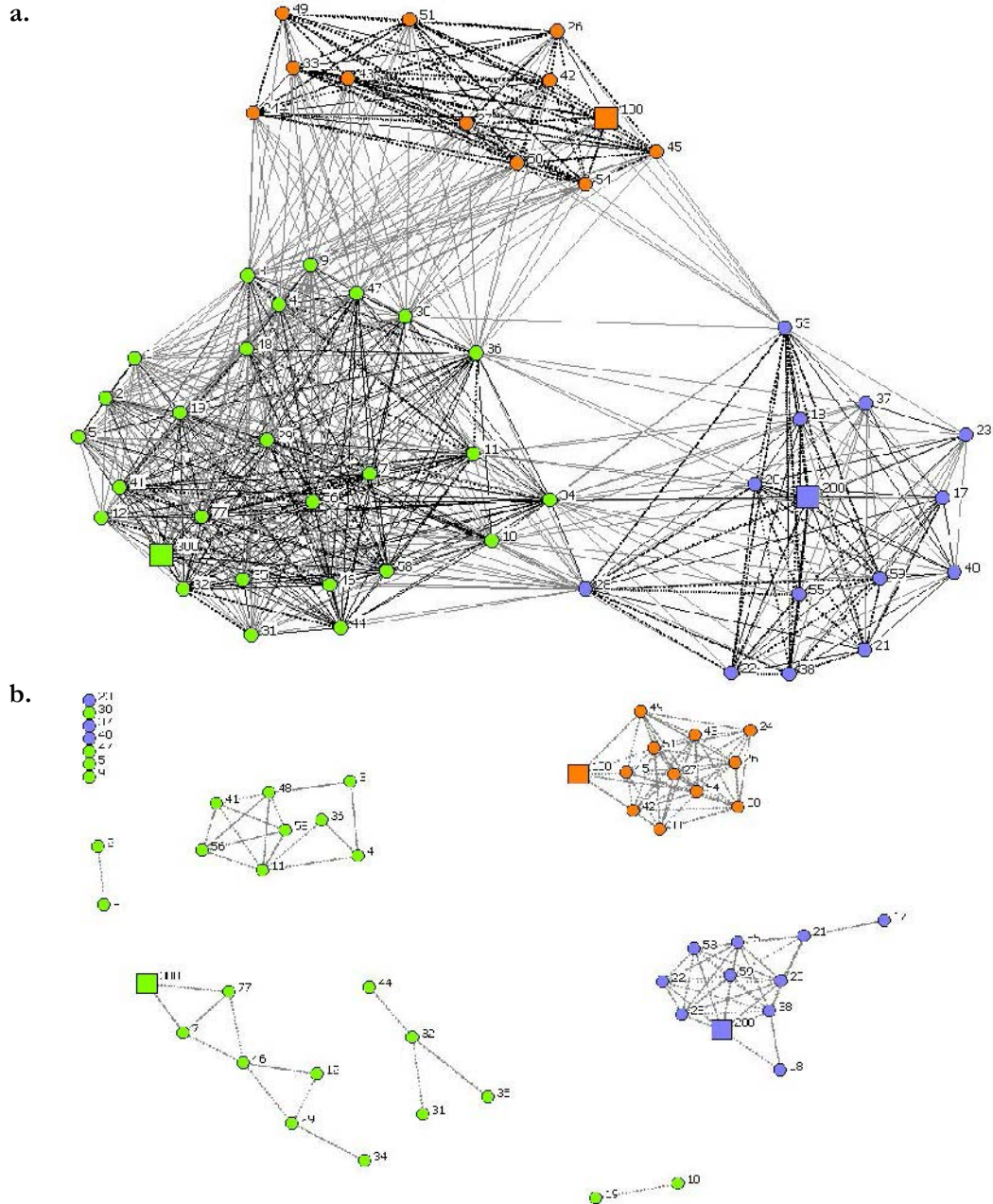


Fig. 92. Sociograma de los ponis del Campelo en el año biológico 2006. $n = 53$ ponis, cada uno de ellos designado por su número de identificación: con tres dígitos los garañones (cuadros), con uno y dos las yeguas. En naranja manada del Alto, en azul Fonte y en verde Pastizal. Las asociaciones (SRI) se representan por medio de las líneas que unen a los ponis. En “a.” se representan en gris los $SRI \geq 0,0$, en negro $SRI \geq 0,3$ y en negro punteado $SRI \geq 0,5$. En “b.” se representan sólo las asociaciones con $SRI \geq 0,5$. Los ponis con $SRI < 0,5$ se muestran aparte.

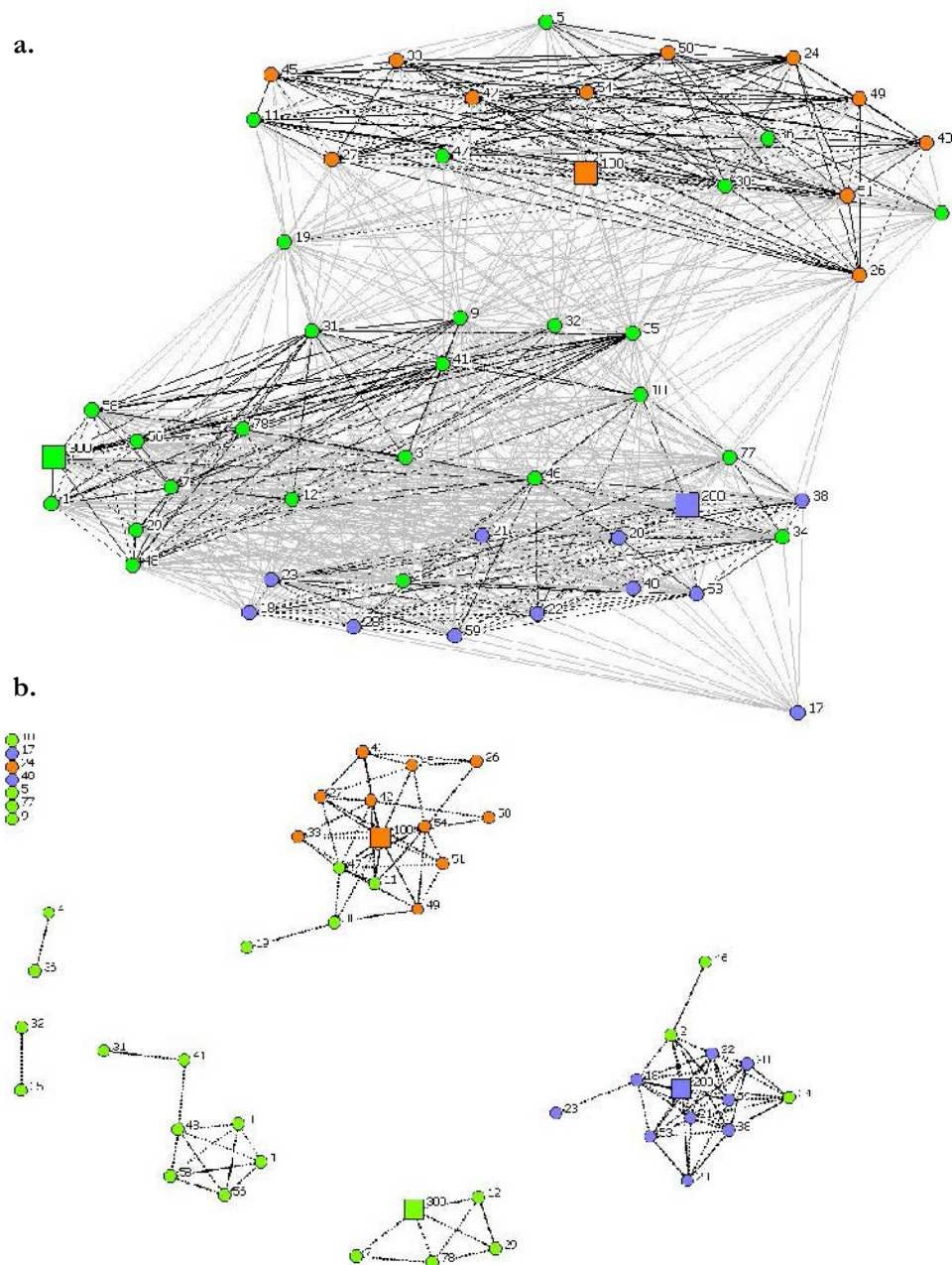


Fig. 93. Sociograma de los ponis del Campelo en el año biológico 2007. $n = 51$ ponis, cada uno de ellos designado por su número de identificación: con tres dígitos los garañones (cuadros), con uno y dos las yeguas. En naranja ponis originarios de la manada del Alto, en azul de Fonte y en verde del Pastizal. Las asociaciones (SRI) se representan por medio de las líneas que unen a los ponis. En “a.” se representan en gris los $SRI \geq 0,0$, en negro $SRI \geq 0,3$ y en negro punteado $SRI \geq 0,5$. En “b.” se representan sólo las asociaciones con $SRI \geq 0,5$. Los ponis con $SRI < 0,5$ se muestran aparte.

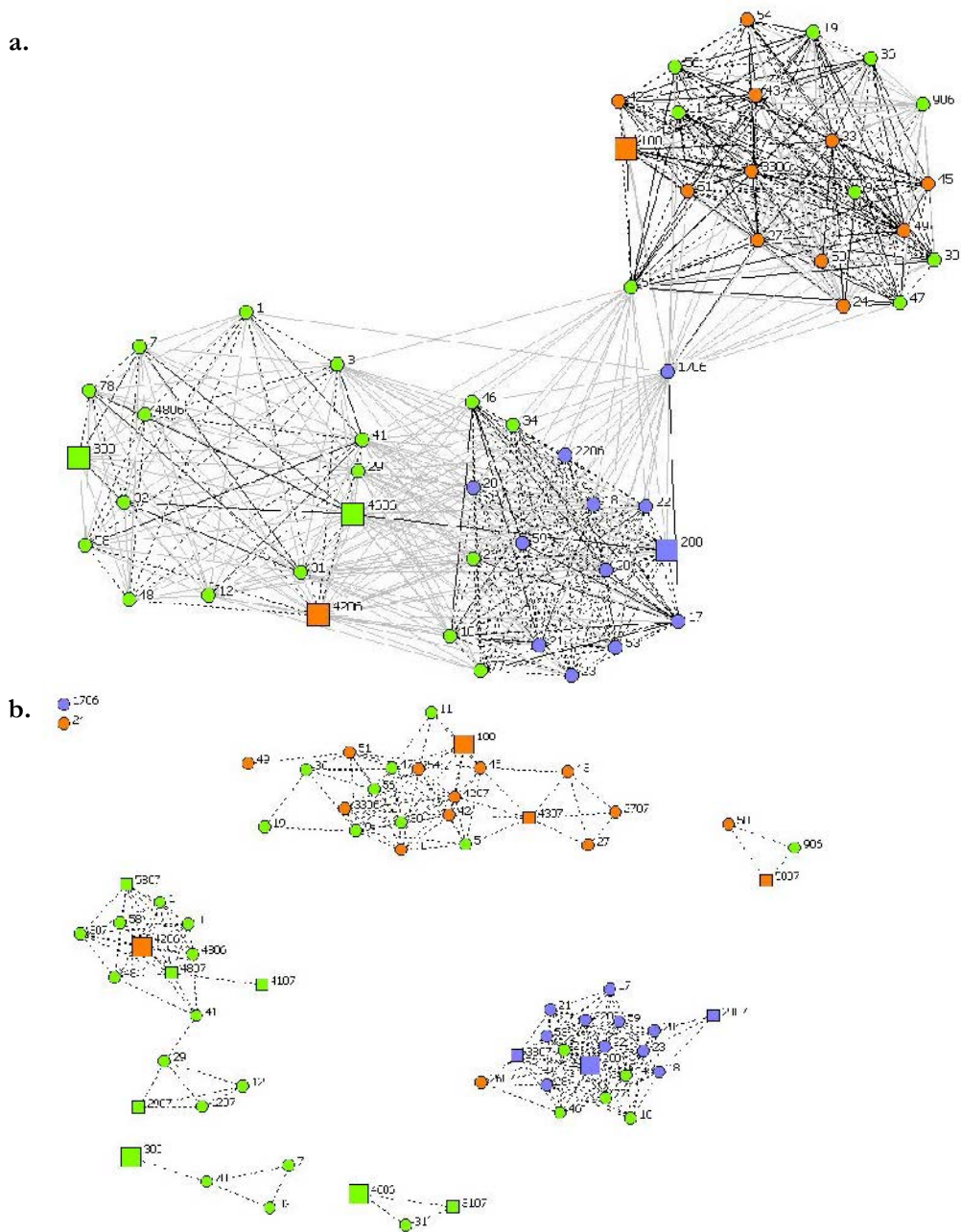


Fig. 94. Sociograma de los ponis del Campello entre mayo 2008 y noviembre 2008. En **a**, $n = 53$ ponis y en **b**, $n = 67$ ponis, incluyendo los subadultos nacidos en 2006 y 2007 para mostrar las nuevas manadas que se van formando. Cada poni se designa por su número de identificación: tres dígitos los garañones, uno y dos las yeguas, y cuatro los subadultos. Los cuadrados representan machos y los círculos hembras. Los cuadrados grandes corresponden a machos >2 años. Las asociaciones (SRI) se representan por medio de las líneas que unen a los ponis. En “a.” se representan en gris los $SRI \geq 0,0$, en negro $SRI \geq 0,3$ y en negro punteado $SRI \geq 0,5$. En “b.” se representan sólo las asociaciones con $SRI \geq 0,5$. Los ponis con $SRI < 0,5$ se muestran aparte.

La estabilidad temporal de las relaciones de los ponis se obtuvo por medio de las Tasas de Asociación por Lapsos LAR (apartado 4.4.8). La figura 95 representa las LAR frente a los lapsos de tiempo, medidos en muestreos. Las tasas altas indican estabilidad, las curvas descendentes indican que cuanto más tiempo transcurre menor es la probabilidad de que los individuos permanezcan juntos, si la curva fuera horizontal indicaría que las tasas son constantes y las relaciones permanentes, cuanto más inclinadas sean las curvas las asociaciones tienen una menor duración y por lo tanto un carácter más temporal. Las LAR para el total de la muestra de yeguas fueron mayores que las tasas de asociación nulas, que existirían si la asociación entre los individuos fuera aleatoria, en un lapso de tiempo de 80 muestreos (Fig. 95). El modelo que mejor describe el patrón de asociación entre yeguas fue el denominado dos niveles de encuentros casuales (*two levels of casual acquaintances*, QAIC = 24.150). Este modelo sugiere que los ponis mantienen dos tipos de asociaciones: el 51% de las compañías se mantienen en cada lapso (muestreo) pero hay un 49% de compañías que no se mantienen ni en un mismo lapso. El primer nivel de compañías parece estar relacionado con las asociaciones fuertes algunas yeguas mantienen entre sí dentro de la manada, mientras que el segundo nivel se explica por las asociaciones existentes entre esa misma yegua y los demás componentes de la manada. La declinación de las curvas puede estar relacionada con mortalidad o cambios entre manadas.

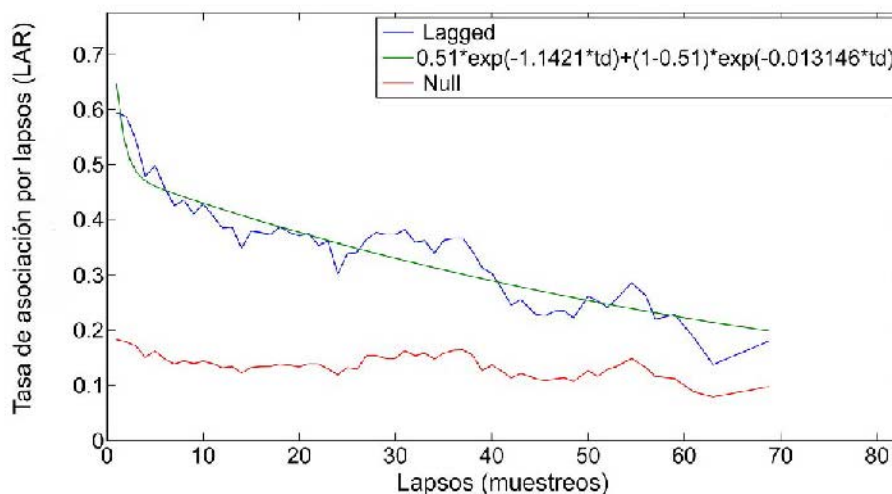


Fig. 95. Tasas de asociación por lapsos (LAR) frente a lapsos de tiempo (muestreos). Muestra las LAR de la población adulta de ponis del Monte Campelo (en azul) en comparación con la Tasa de Asociación Nula (en rojo) que es el valor esperado de LAR si los ponis se asociaran aleatoriamente. Se representa en verde el modelo que mejor se ajusta a datos.

5.2.6. Influencia de las asociaciones de las yeguas en su éxito reproductor y en la supervivencia de los potros

Se observó una correlación positiva entre el índice de éxito reproductor (*I. éxito*) (ap. 5.2.4.) y el índice de asociación máximo (*SRI máximo*) que resultó estadísticamente significativa ($r_s = 0,342$; $P = 0,035$; $n = 38$). El índice de partos (*I. partos*) mostró una alta correlación con el *SRI máximo* que se aproximó a ser estadísticamente significativa ($r_s = 0,829$; $P = 0,052$; $n = 38$), pero no se observó correlación entre el índice de supervivencia (*I. sup*) y el *SRI máximo* ($P = 0,211$). Se observó una correlación entre *I. éxito* y sociabilidad débil y escasamente significativa ($r_s = 0,275$; $P = 0,095$, $n = 38$), la correlación de sociabilidad con *I. partos* y con *I. sup* no resultó significativa. Las demás variables: índice de asociación medio (*SRI medio*), suma de índices de asociación (ΣSRI), tamaño típico del grupo (*TTG*) e índice de asociación con el macho (*SRI M*) no resultaron estar correlacionadas con *I. éxito*, con *I. partos* ni con *I. sup* ($P > 0,05$).

Se identificaron en el dendrograma las yeguas que presentaban índices de asociación *SRI* $>0,63$ (Fig. 91). El *I. sup.* fue del 46% en yeguas con *SRI* $>0,63$, frente al 18% en yeguas con *SRI* $<0,63$ (*Fisher* = 1,912; *gl* = 1; $P = 0,084$; $n = 35$). Así, las yeguas que pasaron más del 63% de su tiempo con una misma compañera, presentaron menos probabilidades de perder al potro.

Las yeguas mostraron valores de *SRI medio* similares independientemente del índice de supervivencia de sus potros (*Mann Whitney U* = 118,50; $P = 0,824$; $n = 35$).

Los valores del *SRI máximo* fueron mayores en las yeguas con *I. sup* $>0,5$ (Fig. 96; media = 0,65; SD = 0,15) que en las yeguas con índice de supervivencia menores (media = 0,60; SD = 0,15). Aunque esta diferencia no resultó estadísticamente significativa (*M-W U* = 97,50; $P = 0,344$; $n = 35$), estos resultados apuntan que las yeguas con asociaciones fuertes parecen conseguir una mayor supervivencia de sus potros. Los valores del *SRI máximo* fueron mayores y menos variables en las yeguas con *I. éxito* $>0,6$ (Fig. 96); media = 0,66; SD = 0,13) que en las yeguas con índice de éxito menores (media = 0,58; SD = 0,17), pero esta diferencia tampoco resultó estadísticamente significativa (*M-W U* = 81,0; $P = 0,322$; $n = 38$). Estos resultados aunque no son estadísticamente significativos apuntan que las yeguas con asociaciones fuertes, es decir, con valores de su *SRI máximo* altos parecen tener un mayor éxito reproductor.

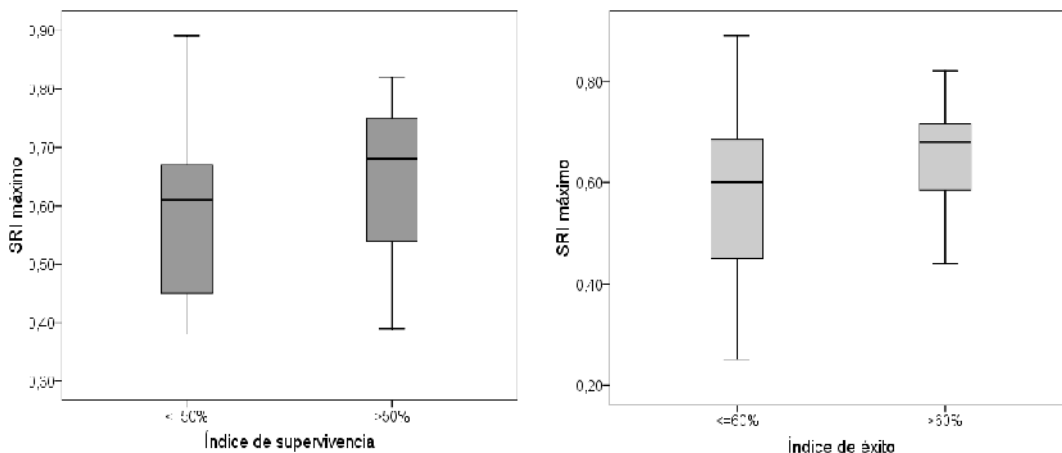


Fig. 96. Gráficos de cajas y bigotes que representan del índice máximo de asociación de las yeguas (*SRI max*) según los índices de supervivencia de sus potros y los índices de éxito.

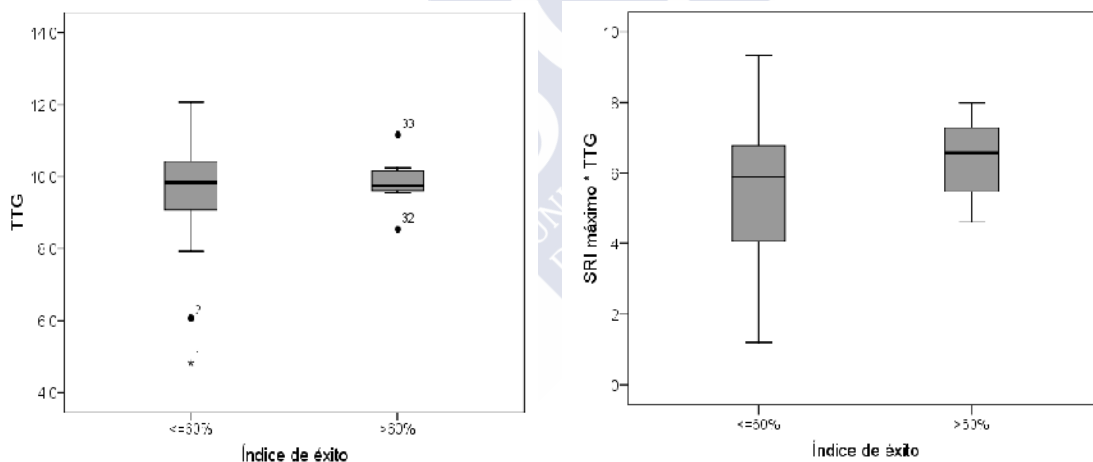


Fig. 97. Gráficos de cajas y bigotes que representan del tamaño típico del grupo (TTG) y la sociabilidad (*SRI máximo * TTG*) de las yeguas según sus índice de éxito.

Las yeguas mostraron *TTG* similares independientemente de su *I. éxito* (Fig. 97; *M-W* $U = 101,50$; $P = 0,792$; $n = 38$). Se observó una mayor variabilidad de *TTG* en las yeguas con *I. éxito* $<0,6$ (rango = 4,8-12,1; $SD = 1,5$) que en las demás (rango = 8,5-11,2; $SD = 0,79$), lo que puede indicar que las yeguas con *TTG* intermedios, de entre 8 y 11 individuos, parecen tener mayores índices de éxito. El *TTG* tampoco mostró relación con el *I. sup* de las yeguas (*M-W* $U = 120,5$; $P = 0,884$; $n = 35$). La sociabilidad de los ponis (*SRI máximo * TTG*) fue similar entre yeguas con *I. éxito* mayores y menores de 0,6 (Fig.

97; $M-W U = 86,0$; $P = 0,397$; $n = 38$), pero más variable en las yeguas con menores índices de éxito.

El índice de asociación de cada yegua con el garañón de su manada no resultó estadísticamente diferente entre las yeguas con distintos índices de supervivencia de los potros ($M-W U = 111,50$; $P = 0,702$; $n = 35$), aunque se apreció $SRI M$ ligeramente superior y menos variable en las yeguas que perdieron los potros con menor frecuencia. El $SRI M$ de las yeguas no mostró diferencias según su índice de éxito ($M-W U = 101,0$; $P = 0,830$; $n = 38$).

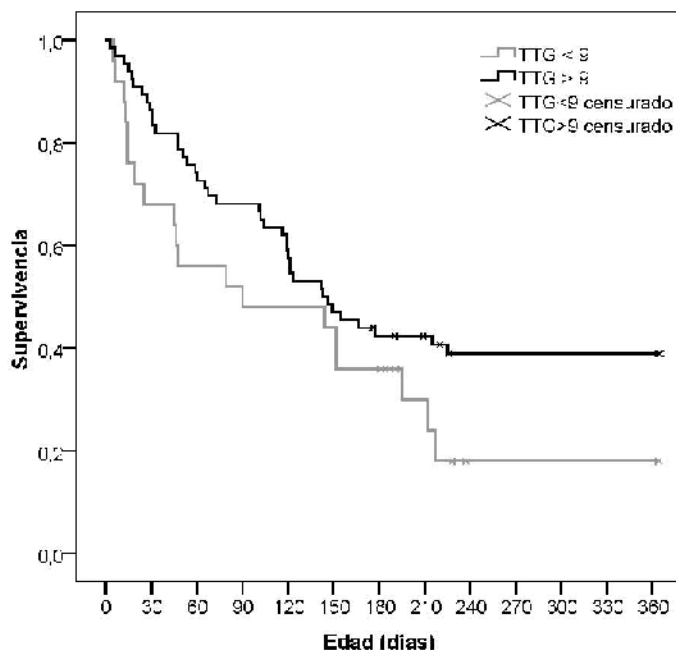


Fig. 98. Curvas de supervivencia anual de Kaplan-Meier de los potros nacidos de yeguas con tamaño típico de grupo (TTG) mayor y menor o igual que 9. ($P = 0,095$; $n = 91$)

Se observó una mayor supervivencia en los potros de yeguas con $SRI medio > 0,15$ ($Log-Rank \chi^2 = 0,875$; $gl = 1$; $P = 0,350$; $n = 91$), con $SRI máximo > 0,63$ ($Log-Rank \chi^2 = 2,676$; $gl = 1$; $P = 0,102$; $n = 91$), con $SRI M > 0,40$ ($Log-Rank \chi^2 = 2,12$; $gl = 1$; $P = 0,145$; $n = 91$), pero ninguno de estos resultados resultó significativo. Se observó una mayor supervivencia de los

potros de yeguas con $TTG > 9$ aunque los resultados sólo se aproximaron a ser estadísticamente significativos (Fig. 98: $\text{Log-Rank } \chi^2 = 2,795$; $gl = 1$; $P = 0,095$; $n = 91$).

Finalmente se analizó si las yeguas que mantienen relaciones más estables, es decir las que suelen encontrarse en el mismo grupo, lograron una supervivencia más elevada de sus potros. La gráfica de Tasas de Asociación por Lapsos LAR (ap. 4.4.8.) frente a los lapsos de tiempo expresados en muestreos (Fig. 99) mostró una mayor estabilidad temporal de las asociaciones en las yeguas que sacaron adelante a la mayor parte de las crías paridas en los tres años de estudio ($I. sup. > 0,5$), frente a una menor estabilidad de las yeguas que sacaron adelante el 50% o menos de los potros que parieron en los tres años de estudio ($I. sup. \leq 0,5$). El análisis de las tasas de asociación por lapsos indicó que la supervivencia de las crías parece estar relacionada con la estabilidad temporal de las asociaciones de las yeguas. De forma que las yeguas que cambian con más frecuencia de compañeras y de manada son las que sufren una mayor mortalidad en sus crías, mientras que las que mantienen relaciones duraderas obtienen una mayor supervivencia de sus potros.

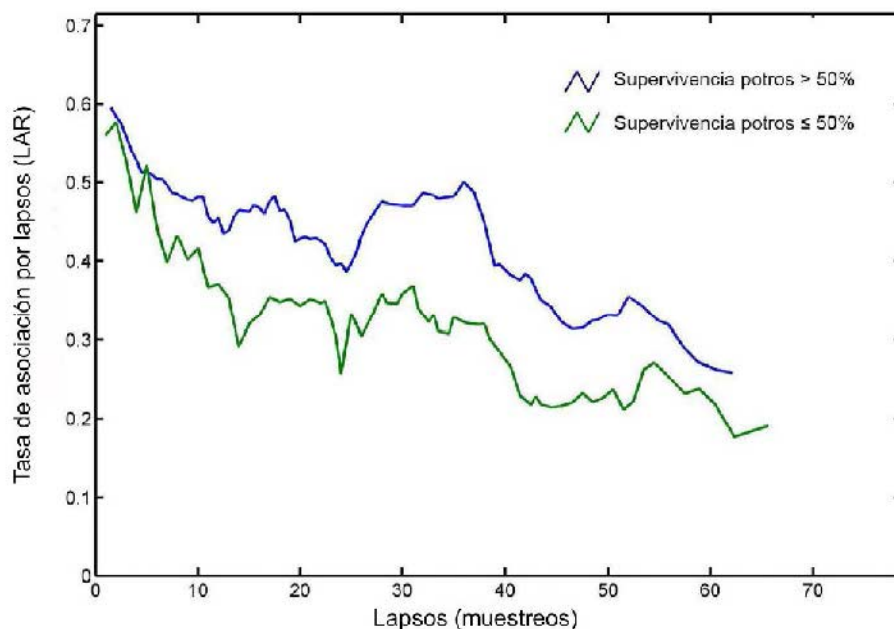


Fig. 99. Tasas de asociación por lapsos de las yeguas con $I. sup.$ de sus potros $> 0,5$ (en azul) y de las yeguas con $I. sup. \leq 0,5$ (en verde).

5.3. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo y depredación por lobo

5.3.1. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo

5.3.1.1. Tasas de partos de las vacas

La tasa de partos se calculó en función de los datos de dos explotaciones: Vilamor (n.º 1) y Guntín (n.º 19) (Tabla 18, ap. 4.2.13.). Se obtuvo una tasa de partos interanual de 0,72. En Vilamor, la tasa de partos interanual para el periodo 2004-2008 (excepto 2005, en que no se dispuso del número de vacas) fue de 0,84 (n = 96 vacas) y en Guntín de 0,71 (n = 648 vacas) (Tabla 64). La diferencia en las tasas de partos entre las dos explotaciones resultó estadísticamente significativa ($\chi^2_{\alpha} = 5,179$, gl = 1, $P = 0,023$, n = 744 vacas). Excepto en 2007, todos los años las tasas de partos fueron mayores en Vilamor (Tabla 64), resultando estas diferencias estadísticamente significativas en 2004 ($\chi^2_{\alpha} = 5,414$, gl = 1, $P = 0,020$, n = 125) y en 2006 ($\chi^2_{\alpha} = 5,158$, gl = 1, $P = 0,023$, n = 129).

Tabla 64. Tasas de partos en las explotaciones Vilamor y Guntín, con detalle por años del número de vacas en la explotación y de terneros nacidos.

Año	Vilamor			Guntín		
	Vacas	Terneros	Tasa partos	Vacas	Terneros	Tasa partos
2003	12	11	0,92	108	82	0,76
2004	17	16	0,94	108	67	0,62
2005	-	-	-	108	88	0,81
2006	21	18	0,86	108	61	0,56
2007	23	16	0,70	108	92	0,85
2008	23	18	0,78	108	67	0,62
Total	96	79	0,82	648	457	0,71

En Vilamor las tasas de partos fueron muy altas y estables en el segundo y tercer año desde el comienzo de la explotación (2003 y 2004: Tabla 64), pero después descendieron, aunque las diferencias interanuales no resultaron estadísticamente significativas (*Estadístico*

Exacto de Fisher = 4,761; *gl* = 4; *P* = 0,311; *n* = 96). En Guntín las tasas oscilaron entre 0,56 y 0,85, alternando valores altos y bajos en años consecutivos y mostrando diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2 = 36,651$, *gl* = 5, *P* < 0,001, *n* = 648).

5.3.1.2. Razón de sexos de los terneros al nacer

Sobre una muestra 1.569 terneros, se obtuvo una razón de sexos al nacer de 1,05 machos por hembra, lo que no difiere significativamente de 1:1 (*G* = 0,970, *P* = 0,325, *n* = 1.569). En todas las explotaciones, excepto en Guntín, nació un mayor número de machos que de hembras, sin embargo el sex ratio sólo difirió significativamente de 1:1 en Montouto I (Tabla 65). No obstante, no se observaron diferencias significativas en la razón de sexos entre explotaciones ($\chi^2 = 6,553$, *gl* = 4, *P* = 0,161, *n* = 1.569).

Tabla 65. Número de terneros nacidos en cada explotación de la muestra: HH (hembras), MM (machos) e Indet (sexo desconocido). Razón de sexos igual a número de machos por hembra. Prueba G para comparar la razón de sexos con la hipótesis 1:1.

Explotación	HH	MM	Indet.	Nacidos	Sexados	Razón de sexos	<i>G</i>	<i>P</i>
Vilamor	45	51		96	96	1,13	0,375	0,540
Guntín	234	220	3	457	454	0,94	0,432	0,511
Mato. Sastra	14	17	1	32	31	1,21	0,291	0,590
Montouto I	57	86		143	143	1,51	5,922	0,015
Varela	415	430	4	849	845	1,04	0,266	0,606
Total	765	804	8	1.577	1.569	1,05	0,970	0,325

5.3.1.3. Fenología de los partos de las vacas

Sobre una muestra de 1.563 terneros nacidos entre 2003 y 2008 (ap. 4.4.4.), los partos se distribuyeron a lo largo de todos los meses del año (Fig. 100). Entre marzo y junio se observó una cierta concentración de los partos, ya que durante ese periodo tuvo lugar el 55% de los mismos, concentrando cada uno de esos meses entre el 10-18% de los partos anuales. En los restantes meses del año se produjeron entre el 4-8% de los partos anuales.

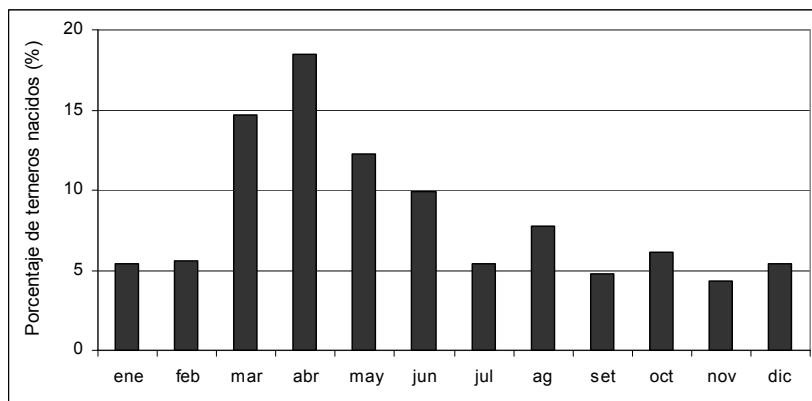


Fig. 100. Distribución mensual de nacimientos de terneros $n = 1.563$ (Periodo 2003-2008).

La fecha media global de nacimiento de los terneros se situó en el 6 de junio (Intervalo de confianza del 95% = 1 de junio – 10 de junio, $n = 1.563$). Considerando cada explotación por separado, la fecha media de partos más tardía se obtuvo en Guntín (14 de julio), seguida de Mato (13 de junio), mientras que las tres restantes explotaciones presentaron fechas medias de parto en mayo (Tabla 66). Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas en las fechas de partos entre explotaciones (*Prueba H de Kruskal-Wallis* = 114,594; $gl = 4$; $P < 0,001$; $n = 1.563$), debidas exclusivamente a las fechas de parto tardías en Guntín, ya que al eliminar esta explotación del análisis las demás explotaciones no mostraron diferencias significativas (*K-W H* = 5,187; $gl = 3$; $P = 0,159$; $n = 1.106$). Estas diferencias se dieron todos los años entre 2003 y 2008 (*K-W H*; $P < 0,001$) y en todos ellos, salvo en 2006 y 2007, se debieron a las fechas de parto tardías en Guntín. Las fechas medias de partos entre años mostraron diferencias estadísticamente significativas en Guntín, aproximándose a ser significativas en las demás explotaciones salvo en Varela (Tabla 66).

Tabla 66. Fechas de parto medias para cada explotación y año, media total y resultados del análisis estadístico de las diferencias interanuales en cada explotación y en total: prueba *H de Kruskal-Wallis* y valor de probabilidad *P* para 5 grados de libertad.

Explotación	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total	<i>K-W H</i>	<i>P</i>
Vilamor	9-jun	10-jul	2-jun	11-may	9-may	9-abr	22-may	10,286	=0,068
Guntín	19-ago	31-jul	8-jul	2-jul	3-jul	16-jun	14-jul	22,682	<0,001
Mato	26-may	21-abr	19-may	16-ago	25-jul		13-jun	9,365	=0,053
Montouto	1-jun	10-jun	14-may	30-abr	21-abr		16-may	9,681	=0,046
Varela	20-may		17-may	2-jun	17-may	14-may	21-may	1,455	=0,835
Total	21-jun	13-jul	1-jun	6-jun	29-may	20-may	6-jun	33,979	<0,001

El periodo de partos, considerado como el número de días consecutivos en el que se produjeron el 80% de los partos, fue de 245, comenzó el 25 de febrero y finalizó el 28 de octubre (Tabla 67). El rango intercuartílico, o rango central de días en el que nacieron el 50% de los terneros del total de la muestra, que fue de 138 y se situó entre el 29 de marzo (primer cuartil: Q_1) y el 14 de agosto (tercer cuartil: Q_3) (Tabla 67, Fig. 101).

Tomando el rango intercuartílico global (138 días) centrado en la mediana de cada año o de cada explotación, se obtuvo el periodo de sincronización de los partos en cada año y en cada explotación. Se comparó mediante una prueba χ^2 entre años y entre explotaciones la proporción de terneros que nacieron dentro y fuera de este periodo (ap. 4.4.4.). La sincronización reproductora resultó máxima en Vilamor (60% de los terneros nacidos dentro del periodo de sincronización reproductora) y mínima en Guntín (46%), con valores intermedios en las demás explotaciones (59% en Varela, 57% en Mato y 51% en Montouto), siendo las diferencias estadísticamente significativas entre explotaciones ($\chi^2 = 20,389$; gl = 4; $P < 0,001$; n = 1.563). De nuevo se comprobó que estas diferencias se debían completamente a la escasa sincronización reproductora de las vacas de Guntín, puesto que al eliminarlas de la muestra la sincronización resultó similar entre explotaciones ($\chi^2 = 2,987$; gl = 3; $P = 0,394$; n = 1.106). Interanualmente, la proporción de terneros nacidos en este periodo de sincronización varió ligeramente (51% - 47% - 53% - 47% - 52% - 76% respectivamente cada año entre 2003 y 2008: $\chi^2 = 56,746$; gl = 5; $P < 0,001$; n = 1.563).

Tabla 67. Estadísticos descriptivos de la fecha de nacimiento de los terneros cada año. Incluye: muestra de terneros nacidos (n), fecha media de nacimientos, fechas del primer y último parto, longitud del periodo de partos como número de días en el que nace el 80% de los terneros y la sincronización como rango intercuartílico o número de días en el que nace el 50% de los terneros.

Año	n	Fecha media	Primer parto	Último parto	Longitud periodo 80% partos ($P_{10} - P_{90}$)	Sincronización: rango intercuartílico (Q_1 - Q_3)
2003	258	21-jun	5-ene	31-dic	254 (7 marzo – 15 noviembre)	148 (15 abril – 9 septiembre)
2004	111	13-jul	4-ene	28-dic	237 (30 marzo – 22 noviembre)	139 (4 mayo – 20 septiembre)
2005	324	1-jun	5-ene	30-dic	240 (23 febrero – 20 octubre)	139 (16 marzo – 2 agosto)
2006	296	6-jun	1-ene	31-dic	278 (2 febrero – 7 noviembre)	147 (21 marzo - 14 agosto)
2007	323	29-may	2-ene	27-dic	264 (3 febrero – 25 octubre)	128 (27 marzo - 1 agosto)
2008	251	20-may	6-ene	31-dic	208 (7 marzo – 1 octubre)	78 (3 abril – 20 junio)
Total	1.563	6-jun	1-ene	31-dic	245 (25 febrero – 28 octubre)	138 (29 marzo - 14 agosto)

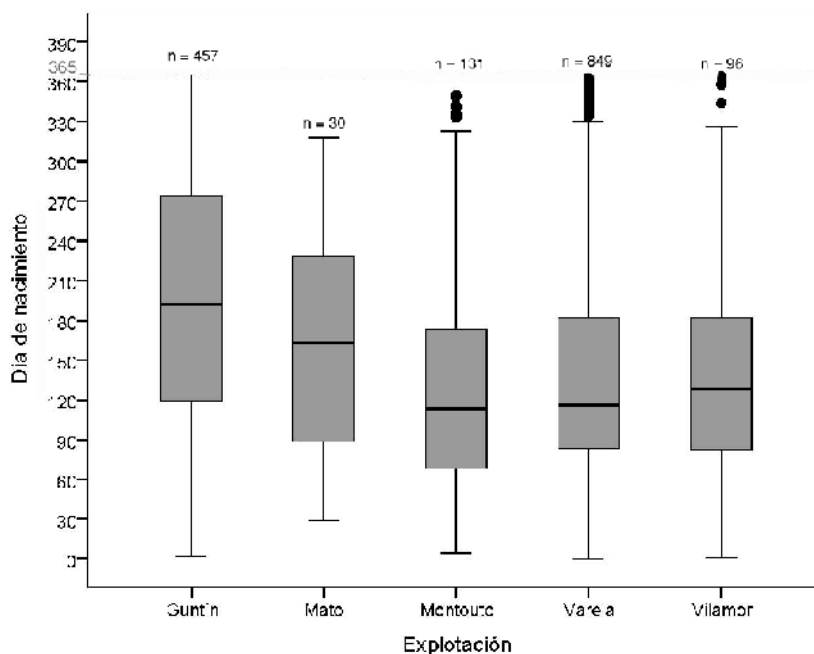


Fig. 101. Diagrama de cajas y bigotes de la variable día de nacimiento, calculada como el número de días desde el comienzo del periodo reproductor. Representa la sincronización reproductora de cada explotación mediante el rango intercuartílico, que es la caja central.

5.3.2. Depredación sobre los terneros: épocas, edades y tasas de depredación

Para describir la incidencia de la depredación según la época del año, fueron considerados 42 eventos de depredación que los ganaderos tenían registrados en 10 explotaciones durante el periodo 2003-2008 (ap. 4.4.9; Tabla 27). Estos casos pusieron de manifiesto que la depredación tuvo lugar a lo largo de todo el año, aunque no se registró ningún caso en diciembre. Durante los meses de invierno (enero-marzo) la depredación fue máxima (33%), seguida de otoño (26%) y primavera (24%), alcanzándose el valor mínimo en verano (17%). De octubre a abril tuvo lugar el 69% de los casos anuales. En enero, marzo, octubre y noviembre se dio $\geq 12\%$ de la depredación anual cada mes (Fig. 102). En septiembre y diciembre tuvo lugar $\leq 4\%$ de la depredación anual cada mes.

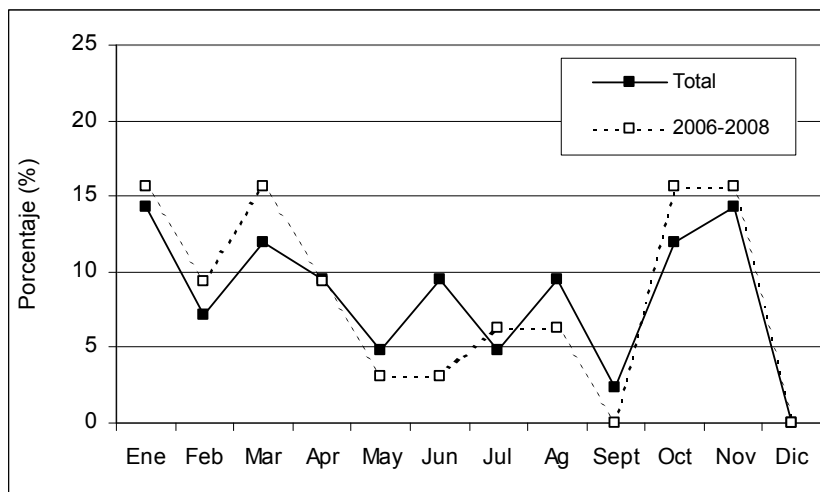


Fig. 102. Distribución mensual de terneros muertos por lobo, expresada en porcentaje sobre la muestra total 2003-2008 ($n = 42$), y sobre la muestra del periodo 2006 a 2008 ($n = 32$).

Utilizamos el periodo 2006-2008 para comparar mensualmente la depredación sobre los terneros con la mortalidad de los potros. Previamente comprobamos que la distribución mensual de los ataques a los terneros en el total de la muestra y en los años 2006 a 2008 presentó una alta correlación positiva que resultó significativa (Fig. 102: $r_{Sperman} = 0,793$ $P = 0,002$, $n = 12$) por lo que es posible explicar las épocas de mayor incidencia de la depredación del lobo sobre los terneros, tanto con la muestra total (2003-2008) como con la del periodo 2006-2008.

Se compararon entre sí las distribuciones mensuales en porcentaje, de terneros depredados y de potros depredados entre 2006 y 2008 (Fig. 103), observándose que la depredación a terneros se distribuyó de forma más repartida a lo largo del año que la de los potros, que se concentró exclusivamente entre abril y diciembre todos los años. Asimismo, se observó menor depredación de terneros en épocas de máxima depredación sobre los potros, entre mayo y septiembre (27% de la depredación total, $n = 32$), y un aumento de la depredación sobre los terneros después del verano, cuando disminuye la depredación sobre los potros. De enero a abril y de octubre a diciembre, coincidiendo con las épocas de menor depredación sobre los potros, el porcentaje de depredación total sobre los terneros sumó el 73%, produciéndose cada mes entre el 9,4 y el 15,6% de la depredación total ($n = 32$), salvo en diciembre que no se dieron casos de depredación a terneros. Se observó una correlación negativa moderada entre la distribución mensual, en porcentajes, de la depredación sobre

terneros y de la depredación sobre potros (Fig. 103), pero sin resultados estadísticamente significativos ($r_{Sperman} = -0,462$; $P = 0,130$; $n = 12$).

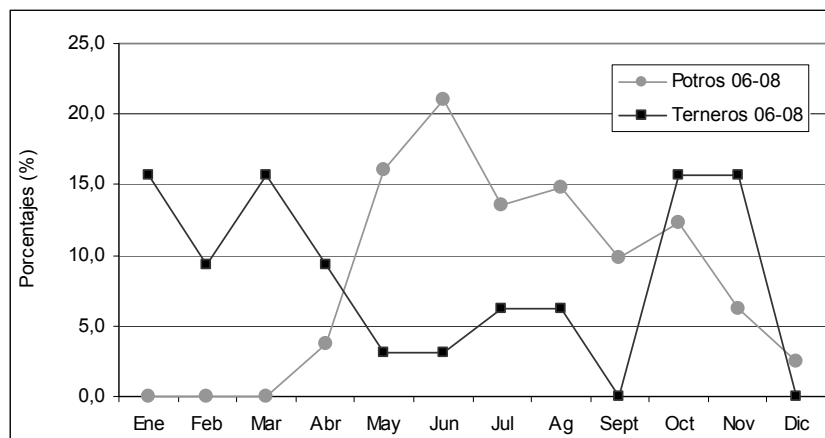


Fig. 103. Distribución mensual en porcentajes del número de terneros (en negro) y de potros (en gris) depredados durante el periodo 2006-2008. Potros $n = 81$, terneros $n = 32$.

La depredación sobre terneros fue máxima en invierno (33% de los daños anuales), y otoño (26%) coincidiendo con los valores mínimos de daños anuales a potros (0 y 21% respectivamente). En primavera y verano el porcentaje de mortalidad de terneros fue menor (24 y 17%) coincidiendo con los valores máximos del porcentaje de daños anuales a potros (41 y 38% respectivamente). Se comparó la distribución estacional, en porcentajes calculados sobre el total anual, de los terneros y potros depredados a lo largo del periodo de 12 estaciones entre el año 2006 y el 2008 (Fig. 104), observándose una correlación negativa moderada que tampoco resultó ser estadísticamente significativa ($r_{Sperman} = -0,429$; $P = 0,164$; $n = 12$).

La única depredación observada sobre el ganado vacuno semiextensivo fue sobre terneros, en ningún caso sobre adultos o subadultos. Se analizó la incidencia de la depredación por lobo según la edad de los terneros (ap. 4.4.9; Tabla 27). La mayoría de los ataques afectaron a animales de ≤ 1 mes (57%, $n = 35$), disminuyendo la incidencia de la depredación al aumentar la edad de los terneros (Fig. 105). Registramos casos de depredación entre los primeros días de vida de los terneros y los 9 meses de edad. Sobre la muestra de la que conocíamos la edad exacta al morir ($n = 33$), la edad media de los terneros depredados fue de 42 días ($SD = 57$). Sobre esta misma muestra, el 36% de los ataques tuvieron lugar en la primera semana de vida de los terneros y el 18% en el primer día.

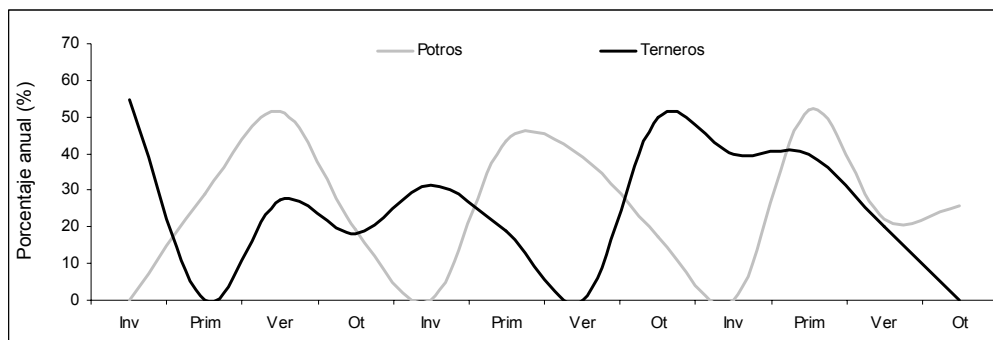


Fig. 104. Distribución en porcentaje del número de terneros (línea continua) y de potros (gris) depredados en cada estación en el periodo de 12 estaciones entre 2006 y 2008.

Se dieron 7 casos de depredación sobre terneros galloway (ap. 4.1.3.) que afectaron, por lo general, a animales de mayor edad (media = 116 días; SD = 76; rango = 30-270 días) que en el resto de la muestra (media = 22; SD = 26; rango = 1-180 días). Estos casos produjeron cierto sesgo, aumentando las edades más propensas a sufrir depredación. Al analizar la muestra eliminando estos ataques (muestra = 28) se observó un mayor porcentaje de ataques a terneros de ≤ 1 mes (68%; Fig. 105). Sobre la muestra de la que conocíamos la edad exacta al morir, sin considerar los ataques a terneros galloway, el 46% de los ataques tuvieron lugar en la primera semana de vida de los terneros y el 23% en el primer día ($n = 26$).

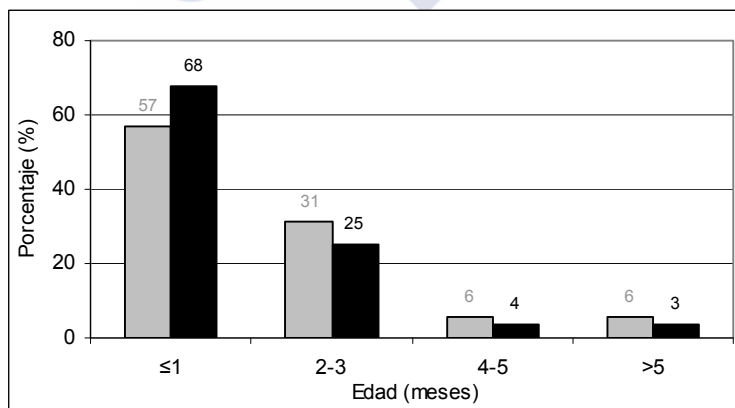


Fig. 105. Distribución, en porcentaje, de la depredación a terneros según su edad en meses para la muestra total en gris ($n = 35$), y para la muestra sin considerar ataques a terneros galloway en negro ($n = 28$).

La depredación, por tanto, fue más importante durante el primer mes de vida y, dentro de éste, en la primera semana se produjo el 63% de las muertes por ataques a terneros de edad menor o igual a un mes ($n = 19$, Fig. 106).

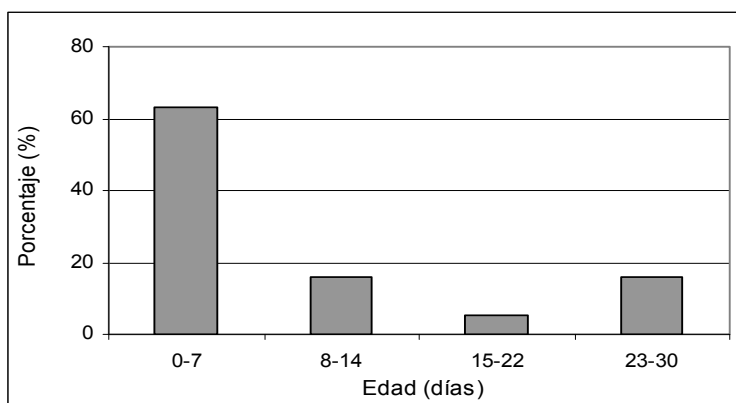


Fig. 106. Distribución, en porcentaje, de la depredación a terneros durante su primer mes de vida ($n = 19$) según su edad en días.

Se realizó una valoración de la mortalidad debida a depredación por lobo en las cinco explotaciones en las que estudiamos la reproducción (Tabla 18, ap. 4.2.13), pues es donde conocíamos el número exacto de terneros nacidos cada año. En el conjunto de estas explotaciones nacieron 1.747 terneros en el periodo de estudio de 6 años (Tabla 18; estimando 170 terneros nacidos en 2004) y se registraron 29 casos de depredación (ap. 4.4.9), por lo que la tasa de mortalidad interanual fue 1,66%. Tres de estas 5 explotaciones nunca habían sufrido depredación (Vilamor, Mato y Montouto), así que en ellas la tasa de depredación fue 0%. En Guntín la tasa interanual de mortalidad de terneros debida a lobo, entre 2003 y 2008, fue de 3,06% ($n = 457$ terneros nacidos). En Varela, la tasa de depredación fue de 1,47% ($n = 1.019$ terneros nacidos, estimando los nacidos en 2004).

El impacto anual de la depredación (ap. 4.4.9) fue 1,15 terneros por cada 100 vacas en el conjunto de la cabaña estudiada. Los valores de daños máximos observados por explotación, para el periodo 2003-2008, fueron: 5,56 terneros por 100 vacas en Monteagudo, 4,67 en A Pallota y 4,49 en Abeleiras. En 17 explotaciones (52%) el impacto de la depredación fue 0. En el 12% de las explotaciones el impacto de la depredación en el periodo 2003-2008 fue $<1/100$ vacas y en el 36% entre 1,00-5,56/100 vacas.

5.3.3. Factores de vulnerabilidad de las explotaciones

Analizamos el impacto de la depredación por lobo en 33 explotaciones de ganado vacuno en sistema de explotación semiextensivo (ap. 3.2.3., 4.1.3.). 16 de estas explotaciones habían sufrido algún evento de depredación entre 2003 y 2008, la mayoría de ellas (12) más de uno.

Las diferencias más evidentes entre explotaciones sin daños y con daños, resultaron estar relacionadas con: la raza predominante de las vacas, la raza del toro, el tamaño máximo de las parcelas y el cociente entre la longitud del perímetro de las parcelas de la explotación y la superficie total de la misma. En las explotaciones con menor propensión a sufrir depredación, predominaban las vacas de raza Cachena, Rubia Gallega o sus cruces, los toros eran de raza Limusina o sus cruces, las parcelas de mayor dimensión eran menores de 8 ha y la relación perímetro/superficie total de la explotación era mayor.

5.3.3.1. Análisis de las diferencias en las variables categóricas entre explotaciones sin daños y con daños

La raza resultó determinar en cierta medida la probabilidad de sufrir daños (Tabla 68). Ninguna de las tres explotaciones con ganado de raza Cachena sufrió depredación por lobo, aunque la relación entre raza Cachena y daños no resultara estadísticamente significativa. En el extremo opuesto se situaron las vacas de raza Fleckvieh, ya que todas las explotaciones con presencia de ejemplares con rasgos propios de esta raza sufrieron bajas por depredación frente al 41% del resto, diferencia que sí resultó ser estadísticamente significativa. La raza galloway es otra de las que parece sufrir un gran nivel de daños, pero como sólo estaba presente en una explotación no hemos podido determinar su influencia.

Utilizando la raza predominante en la explotación, exceptuando la Cachena, se observó que sufrieron menor proporción de bajas por depredación aquellas en las que predominaba la raza Rubia Gallega o sus cruces, frente a las otras razas. Así resultó que, el 86% de las explotaciones en las que predominan razas como Limusina, Asturiana o Blonde sufrieron depredación, en comparación con el 43% en las que predominaban las de raza Rubia Gallega o sus cruces ($E.E. Fisher = 2,337$; $gl = 1$; $P = 0,086$; $n = 30$ exceptuando cachenas). Aunque no

fueron objeto de estudio, observamos que la raza Frisona es muy vulnerable a la depredación por lobo y que, generalmente, las explotaciones que dejaban novillas durmiendo en los prados sufrían depredación.

En cuanto al toro, la raza Limusina parece estar asociada con una menor frecuencia de pérdidas por depredación, en comparación con otras razas, exceptuando la Cachena que no experimentó ninguna (Tabla 68). Sufrieron depredación el 67% de las explotaciones con toros raza Rubia y el 100% de las explotaciones con toros de otras razas, frente al 31% de las explotaciones con toro raza Limusina pura o cruce ($E.E. Fisher = 5,749$, $gl = 2$, $P = 0,034$, $n = 28$). Para determinar con mayor precisión estas diferencias en la pérdida de terneros por depredación entre las explotaciones en función de la raza de los toros, se analizó la raza Limusina frente a todas las demás, excepto Cachena, obteniéndose que sólo el 31% de las explotaciones con toros Limusina puros o cruzados sufrieron depredación, en comparación con el 75% de las explotaciones con toros de otras razas, como Rubia Gallega, Asturiana o Blonde ($\chi^2_{cc} = 3,649$, $gl = 1$, $P = 0,027$, $n = 28$). El riesgo de sufrir los efectos de la depredación en una explotación, es 7 veces menor teniendo un toro raza Limusina que con cualquier otra raza de las comparadas (Riesgo relativo = 6,6; Intervalo de confianza 95% = 1,2-35,4).

La superficie máxima de la parcela influyó en la probabilidad de sufrir daños. Todas las explotaciones en las que la superficie de la parcela más grande que utiliza el rebaño simultáneamente eran >31 ha sufrieron daños y la probabilidad de daños disminuyó para parcelas más pequeñas (Tabla 68). Las explotaciones con parcelas de superficie máxima ≥ 8 ha, sufrieron depredación en un porcentaje superior (60,00%) a las explotaciones sobre parcelas <8 ha (30,77%). La diferencia no resultó ser estadísticamente significativa ($\chi^2_{cc} = 1,652$, $gl = 1$, $P = 0,199$, $n = 33$) pero, cuando se eliminaron del análisis las explotaciones con cachenas, debido a la escasa probabilidad de que esta raza sufra depredación, la diferencia se hizo más clara ya que el 70,6% de las explotaciones con parcelas ≥ 8 ha sufrieron depredación ($\chi^2_{cc} = 3,229$, $gl = 1$, $P = 0,072$, $n = 30$). Así que el riesgo de sufrir depredación en explotaciones de vacas, excepto cachenas, sobre parcelas ≥ 8 ha es 5 veces mayor (Riesgo Relativo = 5,4, IC95% = 1,1-26,0), que si las vacas pastasen sobre parcelas más pequeñas.

También se apreció cierta influencia del tamaño de la explotación, expresado en número de vacas adultas (>30 ó <30), en la probabilidad de sufrir ataques. Aunque la diferencia en la probabilidad de ataques entre explotaciones según su tamaño no resultó ser estadísticamente significativa (Tabla 68), los resultados apuntan a que las explotaciones con más de 30 vacas tienen mayor probabilidad de sufrir daños.

Tabla 68. Frecuencia absoluta (n) y relativa (%) de las variables cualitativas analizadas para explotaciones sin depredación (n = 17) y con depredación (n = 16); junto con los resultados de la prueba χ^2 y valor de P asociado: ^(a) χ^2 con corrección por continuidad. ^(b) Estadístico Exacto de Fisher.

Características	Sin depredación		Con depredación		N	χ^2	gl	P
	n	%	n	%				
Superficie máxima parcela								
< 6,5 ha	8	72,73	3	27,27	11	4,830 ^b	2	0,074
6,5-31	9	47,37	10	52,63	19			
> 31 ha	0	00,00	3	100,00	3			
Número de cabezas								
≤ 30 vacas	13	59,09	9	40,91	22	0,743 ^a	1	0,389
>30 vacas	4	36,36	7	63,64	11			
Raza principal vacas								
Cachena	3	100,00	0	0,00	3	7,083 ^b	3	0,030
Limusina	1	33,33	2	66,67	3			
Rubia-x	13	56,52	10	43,48	23			
Otras	0	0,00	4	100,00	4			
Raza del toro								
Sin toro	0	0,00	2	100,00	2	8,047 ^b	4	0,040
Cachena	3	100,00	0	0,00	3			
Limusina-x	9	64,29	5	35,71	14			
Rubia-x	5	45,45	6	54,55	11			
Otras	0	0,00	3	100,00	3			
Presencia de raza Fleckvieh								
No	17	58,62	12	41,38	29	2,774 ^b	1	0,044
Si	0	0,00	4	100,00	4			
Presencia de raza Cachena								
No	14	46,67	16	53,33	30	1,338 ^b	1	0,125
Si	3	100,00			3			
Mayoría de vacas con cuernos								
No	3	75,00	1	25,00	4	0,220 ^b	1	0,601
SI	14	48,28	15	51,72	29			
Antigüedad de la explotación								
≤ 10 años	9	50,00	9	50,00	18	0,000 ^a	1	1,000
> 10 años	8	53,33	7	46,67	15			
Edad de retirada terneros								
≥ 6 meses	11	57,89	8	42,11	19	0,252 ^a	1	0,616
< 6 meses	6	42,86	8	57,14	14			
Cohesión I (introducción animales)								
No	13	52,00	12	48,00	25	0,000 ^b	1	0,619
Si	4	50,00	4	50,00	8			
Cohesión II (división rebaño)								
No	12	54,55	10	45,45	22	0,015 ^a	1	0,902
Si	5	45,45	6	54,55	11			
Frecuencia de vigilancia								
Diaria	13	52,00	12	48,00	25	0,000 ^b	1	0,619
Menor	4	50,00	4	50,00	8			

Otras variables analizadas como: que las vacas tuvieran cuernos o no, años transcurridos desde el comienzo de la explotación, edad de retirada de los terneros, cohesión del rebaño en cuanto a la introducción de vacas nuevas (cohesión I) y en cuanto a la división del rebaño con intercambio de vacas entre grupos (cohesión II), así como frecuencia con la que se vigila el ganado, no aportaron diferencias estadísticamente significativas sobre la depredación entre explotaciones.

Fueron comparados los porcentajes de explotaciones que sufrieron depredación en función de que los toros tuviesen cuernos o no, resultando que en las que había toros con cuernos tenían registrados eventos de depredación en un porcentaje superior (57%) que las que no tenían cuernos (12%), siendo esta diferencia estadísticamente significativa ($E.E. Fisher = 3,037$; $gl = 1$; $P = 0,045$, $n = 31$). No se incluyeron estos resultados en la tabla 71, porque dos de las explotaciones analizadas carecían de toro. Este resultado podría indicar que los toros pudieran ser los causantes de la muerte de algunos terneros.

5.3.3.2. Análisis de las diferencias en las variables continuas entre explotaciones sin daños y con daños

Se analizó la existencia de relaciones entre el hecho de sufrir depredación o no, con respecto a una serie de variables continuas que hacían referencia a la dimensión de las explotaciones en número de animales y en superficie de prados, a las características del hábitat en torno a las explotaciones y a las características espaciales de las parcelas. La tabla 69 resume los estadísticos descriptivos (media e intervalo de confianza) para las variables continuas utilizadas en el análisis, así como los resultados de la prueba *U de Mann-Whitney* con la que se compararon estas variables entre explotaciones sin depredación y con depredación.

Aunque las diferencias entre explotaciones con depredación y sin depredación no resultaron significativas, los resultados (Tabla 69) apuntan a que las explotaciones con depredación parecen tener: mayor número de cabezas de ganado (Fig. 107a), mayor superficie de tierras (Fig. 107b), mayor número de vacas, mayor número de vacas por toro y mayor superficie de la parcela más grande (Fig. 108a). El porcentaje de superficie de bosque en el entorno de la explotación (en un *buffer* de 100 m) resultó ligeramente superior en las explotaciones con depredación. El porcentaje de arbolado dentro de los prados tampoco

mostró diferencias estadísticamente significativas, pero los valores resultaron ligeramente inferiores en las explotaciones con daños.

Tabla 69. Estadísticos descriptivos (media \pm intervalo de confianza del 95%) para las variables continuas analizadas y resultados de la prueba *U de Mann-Whitney* con la que se compararon estas variables entre explotaciones sin depredación y con depredación. NPMP = núcleo de población más próximo.

Variable	Sin depredación n = 17	Con depredación n = 16	<i>U Mann-Whitney</i>	<i>P</i>
N.º de cabezas (adultos)	25,88 \pm 8,63	49,06 \pm 28,22	105,50	0,272
Superficie (ha)	22,42 \pm 5,53	40,11 \pm 19,33	109,50	0,340
Cabezas/ha	1,2 \pm 0,24	1,39 \pm 0,53	132,00	0,885
N.º de vacas por toro	22,76 \pm 6,30	34,33 \pm 11,84	82,50	0,147
N.º de vacas	24,82 \pm 8,54	47,88 \pm 27,93	105,00	0,264
Superficie máxima parcela (ha)	10,58 \pm 4,32	16,41 \pm 7,17	94,50	0,135
% bosque en buffer de 100 m	32,47 \pm 6,23	35,38 \pm 6,72	120,50	0,576
% bosque en la parcela	17,94 \pm 7,73	15,5 \pm 7,21	120,50	0,576
Núcleos de población buffer 100 m	0,41 \pm 0,32	0,56 \pm 0,34	117,00	0,433
Núcleos de población buffer 500 m	2,41 \pm 0,71	3,06 \pm 1,14	116,50	0,471
Núcleos de población buffer 1.000 m	6,82 \pm 1,59	8 \pm 2,31	123,00	0,637
Distancia máxima al NPMP (m)	885,29 \pm 180,82	918,75 \pm 202,88	128,50	0,785
Distancia centroide parcela - NPMP (m)	500,57 \pm 153,13	474,06 \pm 188,78	125,00	0,692
Perímetro (m)	4035,84 \pm 837,39	4742,04 \pm 1537,91	127,00	0,746
Perímetro/Superficie parcela (m/ha)	209,34 \pm 43,95	157,42 \pm 36,28	86,00	0,072
Índice de abundancia de corzo	0,87 \pm 0,54	1,02 \pm 0,6	65,00	0,713
Índice de abundancia de jabalí	0,90 \pm 0,52	1,21 \pm 0,93	70,00	0,932
Índice de abundancia de lobo	0,46 \pm 0,20	0,33 \pm 0,19	62,00	0,274

La relación entre el perímetro exterior de las parcelas de la explotación y la superficie total de la misma resultó menor en las explotaciones con depredación y las diferencias se aproximaron a ser estadísticamente significativas (Tabla 69). Este resultado apoya el obtenido para la superficie máxima de la parcela y ambas variables poseen una correlación negativa altamente significativa ($r_s = -0,649$; $P < 0,001$; $n = 33$), e indica que, a igual superficie, es preferible tener varias parcelas pequeñas que una sola parcela grande.

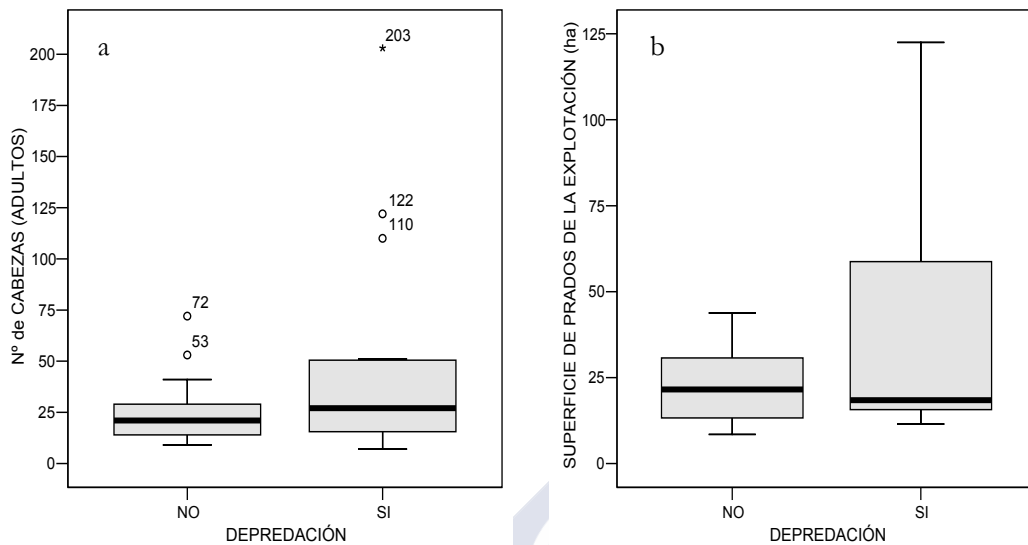


Fig. 107. Gráficos de cajas y bigotes de número de cabezas (a) y de superficie (b) en explotaciones sin depredación y con depredación.

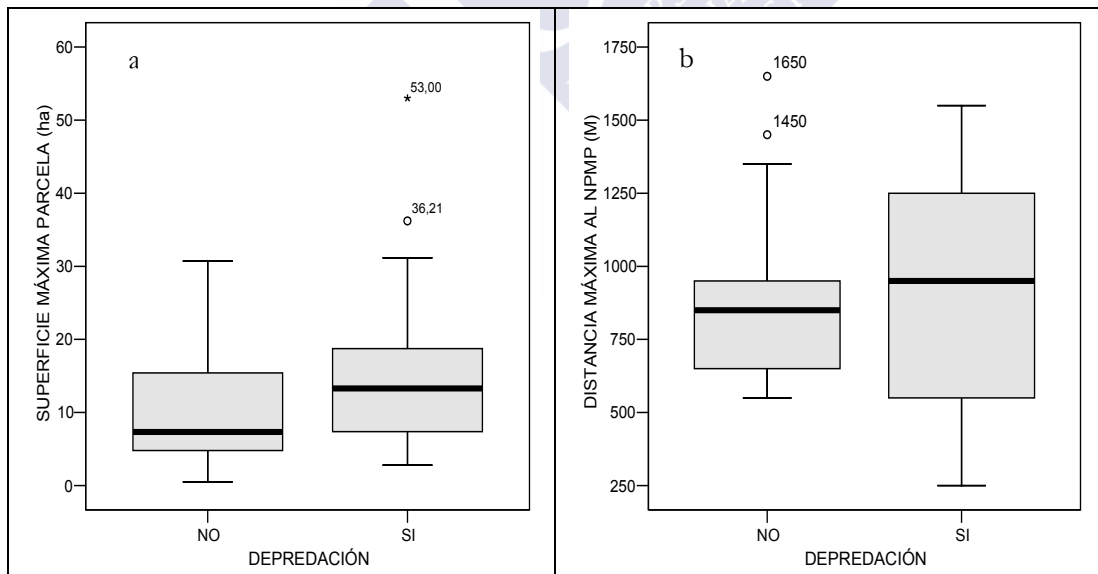


Fig. 108. Gráficos de cajas y bigotes de superficie máxima de la parcela (a) y distancia al núcleo de población más próximo (b) en explotaciones sin depredación y con depredación.

Se realizó un análisis multivariante para observar el efecto conjunto de algunas de las variables que, en los análisis univariantes, parecían tener influencia en la probabilidad de las explotaciones de sufrir depredación (Tabla 70). Las variables: raza del toro, raza predominante de las vacas, superficie de la parcela más grande y número de cabezas, se incluyeron como variables independientes en un análisis de regresión logística binaria en la que la variable dependiente era haber sufrido o no haber sufrido bajas por depredación. Las tres primeras variables se incluyeron como variables dicotómicas: raza del toro (Limusina = 0 y otras razas = 1), raza de las vacas (Rubia y sus cruces = 0, otras razas = 1), tamaño máximo de la parcela (<8 ha = 0, ≥8 ha = 1), mientras que el número de cabezas se empleó como variable numérica continua. No se consideraron las explotaciones sin toro ni las explotaciones con vacas de raza Cachena. Se obtuvo un modelo (bondad de ajuste: $\chi^2 = 15,685$, gl = 3, $P = 0,001$, $n = 28$) que clasificaba correctamente el 85,7% de los casos totales, el 71,4% de las explotaciones con daños y el 100% de las explotaciones sin daños. De las cuatro variables incluidas en el análisis, el modelo se construyó con tres de ellas, que explican entre el 43% y el 57% de la variabilidad de la variable dependiente. Las tres variables que contribuyeron de forma significativa al modelo fueron la raza del toro ($P = 0,026$), el tamaño máximo de la parcela ($P = 0,036$) y la raza mayoritaria de las vacas en la explotación ($P = 0,072$).

Tabla 70. Modelo resultante del análisis de regresión logística ($n = 28$). B es el coeficiente de regresión y ES es su error estándar. El estadístico de Wald y su significación asociada muestran si el coeficiente es significativamente distinto de cero (cuando $P < 0,05$) y por lo tanto la variable es útil para el modelo. Exp(B) es el riesgo relativo.

	B	ES	Wald	gl	P	Exp(B)
1. Raza del toro (Limusina = 0 y otras razas = 1)	2,911	1,309	4,948	1	0,026	18,379
2. Raza vacas (Rubia y Rubia x = 0, otras razas = 1)	2,775	1,544	3,229	1	0,072	16,041
3. Superficie máxima parcela (<8 ha = 0, ≥8 ha = 1)	2,803	1,334	4,419	1	0,036	16,498
Constante	3,321	1,373	5,847	1	0,016	0,036

Los valores positivos de B (Tabla 70) indican que las categorías otras razas de toros distintas de Limusina, otras razas de vacas distinta de Rubia y parcelas de 8 ha o más, aumentan la probabilidad de que la explotación sufra daños. Los valores de exp(B) indican el riesgo relativo de experimentar depredación de la categoría de valor uno con respecto a la de valor cero y en el caso de variables continuas el aumento de riesgo relativo por cada unidad de

aumento en la variable. Se observa que: 1) las explotaciones con toro de otra raza distinta de Limusina tienen 18 veces más riesgo de experimentar sufrir que si tienen un toro de raza Limusina; 2) las explotaciones con razas distintas a la Rubia o sus cruces presentan un riesgo 16 veces superior de sufrir depredación que las explotaciones en las que las razas Rubias y sus cruces son mayoritarias; y 3) la existencia de parcelas de 8 ha o superiores en una explotación aumenta 16 veces su riesgo de sufrir daños en comparación con las explotaciones cuyas parcelas más grandes son menores de 8 ha.

Así que el modelo resultante para explotaciones con toro y raza distinta de la Cachena viene definido por la ecuación:

$$P = - 3,32 + 2,91 \cdot \text{raza toro} + 2,78 \cdot \text{raza vacas} + 2,80 \cdot \text{tamaño máximo parcela}$$

Donde: P es la probabilidad de sufrir daños; *raza toro* tiene el valor 0 para la raza Limusina y el valor 1 para las demás razas; *raza vacas* tiene el valor 0 para la raza Rubia y sus cruces y el valor 1 para las demás razas; y *tamaño máximo de la parcela* tiene el valor 0 si la superficie de la parcela de mayor tamaño de la explotación es <8 ha y 1 si es ≥8 ha.

6. DISCUSIÓN

6.1. Hábitos alimentarios del lobo

6.1.1. Justificación de la metodología empleada

La descripción de la dieta del lobo en el presente trabajo se realizó mediante el análisis de excrementos. El análisis de muestras postingeridas, en este caso excrementos, permite conocer qué especies componen la dieta de un depredador como el lobo. Sin embargo, esta técnica por sí sola no permite estudiar los hábitos depredadores, ya que no proporciona información sobre qué parte del alimento ha sido ingerida en forma de carroña (Litvaitis 2000, Peterson y Ciucci 2003). En el presente trabajo, el conocimiento de los sistemas de manejo del ganado permitió estimar el porcentaje mínimo de carroña en la dieta. Se ha considerado que cerdo, gallina y conejo doméstico siempre han sido consumidos como carroñas, pues son inaccesibles al lobo como presas, ya que permanecen de modo continuado en corrales, cuadras o naves cerradas. Otras especies, en ocasiones pudieran haber sido consumidas como carroña, pero no es posible determinar en qué medida.

Una de las dificultades asociadas a esta metodología es cómo distinguir los excrementos de la especie objeto de estudio, en este caso de lobo, cuando existen especies simpátricas con excrementos similares, tales como zorros y perros. Las técnicas que se suelen emplear para solventar esta dificultad son análisis de pH fecal, de ácido bílico e incluso del ADN mitocondrial de las células epiteliales adheridas al excremento (Litvaitis 2000). Todas ellas son técnicas laboriosas, por eso los científicos suelen acudir a métodos más sencillos. Weaver y Fritts (1979) establecieron un criterio de tamaño para diferenciar entre excremento de lobo y coyote. Este criterio de tamaño, junto con la presencia de rastros asociados, ha sido ampliamente seguido en lugares que conviven lobos y coyotes (Fritts y Mech 1981, Huggard 1993, Arjo *et al.* 2002, Chavez y Gese 2005), y en la India, donde la confusión puede producirse

entre lobos, chacales (*Canis aureus*) y perros (Jhala 1993). En Groenlandia, Marquard-Petersen (1998) distinguió los excrementos de lobo de los de perro por la apariencia arcillosa de los últimos debida al consumo de pienso. Gade-Jørgensen y Stagegaard (2000) diferenciaron los excrementos de lobo de los de perro en Finlandia por sus dimensiones, estructura, el lugar donde eran depositados (rutas de lobos o cerca de sus presas) y la presencia de huellas cercanas. En la Península Ibérica, Vos (2000) los distinguió por su tamaño, forma y olor, y Cuesta *et al.* (1991) reconocieron que era difícil asegurar que los excrementos fueran de lobo. En nuestro caso hemos utilizado un criterio mixto de aspecto, tamaño y composición para distinguir los excrementos de lobo de los de zorro y perro (ap. 4.2.4.). Los perros que observamos en el monte solían ser de caza, procedentes de los núcleos de población próximos. Los perros de mayor tamaño, tipo mastín, estaban restringidos a zonas concretas del área de estudio que teníamos perfectamente delimitadas.

El problema de la asignación de la muestra postingerida (excremento) a lobo se evita cuando, en lugar de analizar la dieta a partir de excrementos, se estudia a partir de muestras gastrointestinales: estómagos e intestinos (Young y Goldman 1944, Cuesta *et al.* 1991, Pezzo *et al.* 2002). Este método, además de asegurar una correcta identificación de la especie a la que pertenece la muestra, permite conocer el sexo, la edad del animal y el volumen de presa consumido (Litvaitis 2000). Lógicamente, este tipo de trabajos son posibles cuando la población de la especie estudiada es muy numerosa (Litvaitis 2000) y se realizaban en otras épocas en la que existían campañas de control de depredadores a escala nacional, como la descrita por Young y Goldman (1944) en Estados Unidos. El trabajo de Young y Goldman (1944) nos permite hacernos una idea de la enorme cantidad de lobos que eran cazados en estos programas: por ejemplo, entre 1918 y 1922 se mataron 1.479 lobos en Texas, 317 en Nuevo México y 222 en Arizona; así que, la descripción de la dieta realizada por estos autores se basó en 3.346 estómagos procedentes de todo el país. Diversos trabajos de los años 70 en la Península Ibérica también se llevaron a cabo de esta manera: Castroviejo *et al.* (1975) analizaron 22 estómagos, Guitián *et al.* (1979) 7 y Cuesta *et al.* (1991) 355. Entonces este tipo de estudios era posible también en España, porque se cazaban muchos lobos y los científicos podían acceder a numerosos cadáveres. Sin embargo, hoy en día, por tratarse de un método que requiere la muerte del animal, ha sido sustituido por el análisis de excrementos.

Es frecuente que los trabajos sobre la dieta de lobo se realicen colectando los excrementos enteros (Guitián *et al.* 1979, Salvador y Abad 1987, Reig y Jędrzejewski 1988, Cuesta *et al.* 1991, Huggard 1993, Śmietana y Klimek 1993, Mattioli *et al.* 1995, Urios 1995, Llana *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Marquard-Petersen 1998, Jędrzejewski *et al.* 2000, Vos 2000, Arjo *et al.* 2002, Jędrzejewski *et al.* 2002, Capitani *et al.* 2004). Sin embargo, nosotros

optamos por examinarlos en el campo y coleccionar únicamente muestras suficientes de cada excremento, dejando el resto en su posición original (ap. 4.2.5.). Consideramos este método como menos invasivo, dada la importante función que cumplen los excrementos como elementos de señalización relacionados con el comportamiento territorial del lobo (Peters y Mech 1975, Vilà *et al.* 1994, Barja *et al.* 2000, Barja *et al.* 2004, Barja *et al.* 2005).

La identificación de presas mediante el examen de las características macroscópicas y microscópicas de los pelos no siempre es sencilla, ya que algunas especies pueden confundirse entre sí, por ejemplo vaca con poni y corzo con ciervo. La existencia de sesgos debidos al observador en la identificación de excrementos ha sido puesta de manifiesto por Spaulding *et al.* (2000). Para evaluar la capacidad del observador, Fritts y Mech (1981) y Capitani *et al.* (2004) realizaron identificaciones sobre muestras de excrementos con contenido conocido. Spaulding *et al.* (2000), al objeto de conseguir una correcta identificación, recomiendan un buen entrenamiento previo del observador, utilizar una colección de referencia y analizar el excremento entero para no pasar por alto ninguna presa. En el presente trabajo se cumplieron las dos primeras premisas, pero en cuanto a la tercera, se consideró más adecuado revisar los excrementos en el campo y recoger muestras abundantes de pelo, pues no consideramos justificado retirar los excrementos del campo, como hemos explicado en el párrafo precedente.

Para describir la composición de la dieta del lobo hemos utilizado la frecuencia de aparición (ap. 4.4.1.). Consideramos que esta variable representa la composición de la dieta de forma más fiel, menos artificial y más sencilla. Las variables empleadas para describir la dieta del lobo en trabajos previos han sido: 1) la frecuencia de aparición de cada una de las presas consumidas (F_a); 2) el porcentaje medio de volumen de los excrementos (PMV) que supone cada presa; 3) la biomasa consumida de cada presa.

La frecuencia de aparición ha sido la variable más usada, ya que resulta sencilla de utilizar, pudiendo ser calculada de dos formas: a) como el número de excrementos que contienen una determinada especie entre el número total de excrementos (Fritts y Mech 1981, Salvador y Abad 1987, Cuesta *et al.* 1991, Jhala 1993, Mattioli *et al.* 1995, Meriggi *et al.* 1996, Marquard-Petersen 1998, Jędrzejewski *et al.* 2000, Vos 2000, Sidorovich *et al.* 2003, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005); b) como el número total de veces que aparece una determinada especie en los excrementos entre el número total de casos o apariciones (Voigt *et al.* 1976, Llaneza *et al.* 1996, Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000, Hovens *et al.* 2000, Roque *et al.* 2001, Arjo *et al.* 2002, Liu y Jiang 2003, Hovens y Tungalakutja 2005), así un excremento que contiene 2 presas cuenta como 2 apariciones y el número total de excrementos no es igual al

número total de casos (ap. 4.4.1.). Nos hemos inclinado por esta segunda metodología, pues parece más coherente con el hecho de que pueda aparecer más de una presa por excremento.

Algunos autores consideran, al igual que nosotros, que la frecuencia de aparición refleja de forma precisa la proporción de presas consumidas (Pimlott *et al.* 1969). Sin embargo, otros opinan que los animales pequeños están sobrevalorados (Mech 1966, Goszczyński 1974). Por ello, muchos autores utilizan la biomasa o el porcentaje de volumen (Cuesta *et al.* 1991, Huggard 1993, Jhala 1993, Śmietana y Klimek 1993, Mattioli *et al.* 1995, Llana *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Vos 2000, Sidorovich *et al.* 2003, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004).

La ecuación de Floyd *et al.* (1978) y su modificación propuesta por Weaver (1993) han sido utilizadas con frecuencia para el cálculo de la biomasa consumida por lobos (Scott y Shackleton 1980, Fritts y Mech 1981, Huggard 1993, Jhala 1993, Śmietana y Klimek 1993, Mattioli *et al.* 1995, Llana *et al.* 1996, Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000, Liu y Jiang 2003, Mattioli *et al.* 2004). Se trata de fórmulas que relacionan el contenido de cada excremento con la biomasa total consumida basándose en los pesos medios de las especies-presa. Estas ecuaciones han sido ajustadas para un número pequeño de presas (Meriggi *et al.* 1996) y están basadas en especies de Norte América, siendo problemática su aplicación en Europa. Por ello, Ruehe *et al.* (2003) han desarrollado una ecuación similar a la de Floyd *et al.* (1978) para ungulados europeos. Sin embargo, en el área de estudio, se ha observado que frecuentemente el lobo se alimenta de despojos animales, por lo que la aparición de pelo de una determinada especie en el excremento no siempre supone que se hubiese alimentado sobre un cadáver entero. También, a menudo los cadáveres de las presas y las carroñas son visitados por otros comensales como perros y zorros (ap. 5.2.2.1.1.; Tabla 45). De acuerdo con Cuesta *et al.* (1991), se considera que el uso de la fórmula de Floyd sobrestimaría la biomasa consumida, pues a cada excremento que contiene una determinada especie se le asociaría un consumo de la misma mayor del que probablemente se ha realizado.

Otra metodología para el cálculo de la biomasa está basada en coeficientes de digestibilidad (Goszczyński 1974). Estos coeficientes se calculan como la relación entre el peso de comida ingerida y el peso de los restos no digeridos. Así, al analizar los excrementos, se pesa la parte que corresponde a cada presa y se multiplica por el coeficiente de digestibilidad para obtener la biomasa consumida. Goszczyński (1974) calculó estos coeficientes para zorro, considerando presas como pequeños roedores, lagomorfos, aves y corzo. Litvaitis (2000) recomienda el uso de factores de corrección específicos para cada especie consumidora. Por esta razón tampoco nos ha parecido adecuado obtener la biomasa mediante esta metodología,

aunque varios trabajos de dieta (Jędrzejewski *et al.* 2000, Nowak *et al.* 2005) usen los factores de digestibilidad de Goszczyński (1974) calculados para el zorro.

El volumen que representa cada presa en la dieta es otra de las variables utilizadas (Śmietana y Klimek 1993, Mattioli *et al.* 1995, Meriggi *et al.* 1996, Vos 2000, Pezzo *et al.* 2003, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004). Ésta es la metodología que hemos empleado para analizar la composición física de los excrementos (ap. 4.4.2.), puesto que dentro de un excremento se encuentran multitud de materiales distintos. Debido a que observamos que el 93% de los excrementos contenían una única especie (ap. 5.1.1), se ha prescindido del cálculo de volumen y sólo se ha utilizado la frecuencia de aparición.

En el presente trabajo el tamaño de la muestra ($n = 2.740$) ha permitido detectar especies que aparecen con frecuencias tan bajas como 0,33% en el caso de ciervo en VDE ($n = 293$), 0,09% en el caso de gallina en CDG ($n = 1.063$), ó 0,07% para otras frutas en SMC ($n = 1.384$). Así que, para describir la dieta de cada sector, el tamaño de la muestra que se ha utilizado permite incluso detectar alimentos ocasionales. Con una muestra más pequeña, probablemente no se hubiera detectado el consumo de uvas, de ciervo, de cabra u oveja en SMC.

La muestra de excrementos ($n = 2.740$) es la mayor utilizada hasta la fecha en estudios sobre la dieta del lobo en la Península Ibérica. A pesar de las diferencias existentes entre los sectores que constituyeron el área de estudio, hemos tratado de describir una dieta conjunta del lobo en Galicia, con el objeto de proporcionar un panorama global, compararla con otras regiones y analizar su evolución desde los años 70 (Cuesta *et al.* 1991). Para solucionar el problema del tamaño desigual de la muestra de cada uno de los sectores, se homogeneizó en función de la aportación porcentual de cada sector al total de la muestra (ap. 4.4.1.), evitando de esta manera, que la dieta total estuviese sesgada hacia las especies más consumidas en el sector en el que se colectó mayor número de excrementos.

En diversos trabajos previos (Jędrzejewski *et al.* 2000, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005, Nowak *et al.* 2005, Ansorge *et al.* 2006, Barja 2009) se utilizó el índice de Ivlev (Jacobs 1974) para analizar las preferencias tróficas del lobo (ap. 5.1.7.). Nosotros hemos calculado este índice para ungulados domésticos y silvestres por separado; en el caso de los ungulados silvestres estimando su disponibilidad en función de índices de abundancia obtenidos a partir de rastros, al igual que hicieron Sidorovich *et al.* (2003). Hemos utilizado el índice de Ivlev con el propósito de poder comparar nuestros resultados con los de los trabajos citados, pero también hemos calculado un índice de apetencia propio y hemos empleado un sistema de rangos basado en el de Johnson (1980).

6.1.2. Composición de la dieta

Los ungulados fueron la categoría más representada en la dieta del lobo en Galicia. Las especies que aparecieron con mayor frecuencia fueron poni (23,69%), corzo (22,93%), vaca (14,54%) y jabalí (7,74%) (ap. 5.1.1; Tabla 28). La frecuencia de aparición de carnívoros, lagomorfos y pequeños mamíferos resultó escasa. Estos resultados confirman la condición de superdepredador del lobo ibérico. El lobo, a pesar de ser considerado un depredador flexible y generalista, debido a que puede comer un amplio espectro de presas, carroñas e incluso frutos (Salvador y Abad 1987, Meriggi y Lovari 1996, Peterson y Ciucci 2003), es sobre todo un depredador de grandes mamíferos (Mech 1974), constituyendo los ungulados su presa principal en toda su área de distribución (Mech y Peterson 2003).

La presencia de cerdo (6,81%) y gallina (2,04%) observada en la dieta (ap. 5.1.1; Tabla 28) confirma el comportamiento carroñero del lobo. Este comportamiento es bien conocido, tanto en la Península Ibérica (Reig *et al.* 1985, Blanco *et al.* 1990b, Cuesta *et al.* 1991) como en otras zonas de su área de distribución (Boitani 1992). El valor obtenido sobre la presencia de carroña en la dieta debe ser considerado mínimo, debido a que el análisis de excrementos generalmente no permite diferenciar qué alimentos proceden de la depredación y cuáles del carroñeo (ap. 6.1.1.). Así que es probable que la actividad carroñera de los lobos sea muy superior al valor mínimo que hemos obtenido. El seguimiento de la población de ponis salvajes, nos permitió localizar 8 cadáveres de ponis adultos muertos por diversas causas distintas de la depredación (ap. 5.2.2.2. Tabla 48), pero todos ellos fueron devorados por los lobos. Nuestros resultados indican que los lobos no depredaron sobre el ganado vacuno adulto en CDG y que el impacto anual de la depredación sobre los terneros fue muy inferior al experimentado por potros (ap. 5.3.2.), sin embargo la frecuencia de aparición de vaca en la dieta fue similar a la de poni. Por lo tanto, es de suponer que un importante porcentaje del consumo de vaca se produce en forma de carroña, lo que también indican los cadáveres de vaca y abortos que localizamos durante nuestras prospecciones de campo.

La amplitud de la dieta del lobo en Galicia según los resultados de la presente tesis (ap. 5.1.1.): 16 especies de mamíferos y 3 de aves, resultó similar a la observada en trabajos anteriores en la región (13 y 4: Guitián *et al.* 1979; 15 y 2: Cuesta *et al.* 1991), independientemente del tamaño de la muestra. Sin embargo, según Trites y Joy (2005), la amplitud de la dieta está condicionada por el tamaño de la muestra: cuanto mayor sea, mayor es

la probabilidad de detectar presas poco frecuentes. Meriggi y Lovari (1996) encontraron una correlación negativa entre la amplitud de la dieta y la frecuencia de aparición de ungulados, indicando que la dieta es más variada cuanto más escasean los ungulados y los lobos tienen que aprovechar recursos alternativos como carnívoros, fruta o basura. El índice de diversidad de la dieta resultó máximo en VDE y CDG, y mínimo en SMC, donde la abundancia de ungulados silvestres es mayor. En SMC el corzo es abundante (ap. 5.1.6.) y constituye la presa principal de los lobos (Tabla 28), así que éstos no tienen tanta necesidad de recurrir a recursos alternativos como en los otros dos sectores. Barja (2009), analizando una muestra de 593 excrementos, registró 11 especies de mamíferos en la dieta del lobo en el Macizo Central Ourenseano, zona que incluye el Parque Natural del Invernadeiro, y es adyacente a nuestro sector SMC, mientras que nosotros registramos 13.

El conjunto de ungulados silvestres (corzo, jabalí y ciervo) junto con los ponis salvajes suman una frecuencia de aparición de 55,26% en la dieta del lobo en Galicia (ap. 5.1.1; Tabla 28). En los 2 sectores del norte y centro (VDE y CDG), el poni salvaje es el principal alimento de los lobos (37-34%), mientras que los ungulados silvestres no superan el 16%. Estos resultados confirman esa relación especial entre lobos y ponis salvajes de la que hablábamos en la introducción (ap. 1.4.5.), suponiendo una parte sustancial de la dieta en Galicia (F_a media = 23,69%). Guitián *et al.* (1979) obtuvieron un consumo de caballo todavía mayor (56,9%). Según Cuesta *et al.* (1991) su consumo era relevante en la dieta de primavera y verano (24,5%) en el centro y oeste de Galicia. Las diferencias observadas entre los resultados de los diversos trabajos sobre la dieta del lobo en Galicia, pueden ser explicados por que el esfuerzo de muestreo se realizó en diferentes áreas y por la evolución reciente de los usos del suelo. La diferencia más notable entre nuestros resultados y los precedentes estriba en la presencia o ausencia de ungulados silvestres en las muestras procedentes del centro y oeste de Galicia, ya que, en la década de los 70 estaban ausentes en la mayor parte del territorio o eran muy escasos (Bárcena y Hermida 2003). Otros autores también han puesto de manifiesto que, en zonas del noroeste de la Península Ibérica donde existen poblaciones de ponis salvajes, éstos constituyen una parte sustancial de la dieta del lobo: 67,7% en el noroccidente de Asturias (Llaneza *et al.* 1996) y 41,3% en el Parque Nacional de Peneda Gerês (Vos 2000). En el centro y oeste de Galicia, donde los ungulados silvestres son más escasos, el área de distribución del lobo parece estar íntimamente ligada a las zonas con ponis salvajes (Fig. 2). Estos équidos ocupan aquí, el rol ecológico que en el este de Galicia y en otras zonas de Europa ejercen las poblaciones de corzo, ciervo o jabalí.

En el resto de Europa no se han documentado consumos importantes de caballo, lo que probablemente es debido a que los lugares donde habitan poblaciones de ponis o caballos en

libertad, como las Islas Británicas (Tyler 1972) o la región de la Camargue en Francia (Monard *et al.* 1997), no se solapan con el área actual de distribución del lobo. La población del Delta del Danubio (Meissner 2006, Nature 2007) tampoco coexiste con lobos (O. Rosu, *com pers.*). Sin embargo, en Mongolia los lobos se alimentan en gran medida de caballos domésticos, que en ciertas épocas del año se dejan libres (Hovens *et al.* 2000, Hovens y Tungalaktuja 2005). La población de caballos de Przewalsky, recientemente reintroducida en Mongolia, también sufre depredación por lobo (Bandi y Usukhjargar 2012.), aunque los caballos domésticos de esta zona son la especie más consumida por los lobos (Van Duyne *et al.* 2009)

A pesar del importante consumo de poni que realizan los lobos en Galicia y de la alimentación sobre carroña de vaca, también existen daños al ganado vacuno. Carroñeo y depredación dieron lugar a una frecuencia de aparición de vaca en la dieta de VDE y CDG de 19,54% y 23,40%, respectivamente (Tabla 28). Meriggi *et al.* (1996) y Meriggi y Lovari (1996) pusieron de manifiesto que los lobos se alimentan de ganado cuando las presas silvestres escasean o cuando existe una única especie silvestre en el área. Con una alta frecuencia de aparición de poni en de la dieta en los sectores del centro y norte de Galicia, y una presencia importante a lo largo de todo el año en la misma, la población de ponis salvajes de Galicia podría ser clave para la futura subsistencia del lobo. La desaparición de las manadas de ponis salvajes supondría que parte de la dieta del lobo tendría que ser sustituida. Sin embargo, en la actualidad, los ungulados silvestres no están presentes en densidades suficientes como para remplazar a los ponis en la cadena trófica del lobo. Si desapareciesen los ponis, sería de esperar que aumentarían los ataques a las explotaciones ganaderas, con los consecuentes perjuicios para los ganaderos y la persecución del lobo que suele seguir a estos episodios. Pese a la importancia biológica, ecológica y cultural de la población de ponis salvajes y como presa principal del lobo, las medidas desarrolladas por la administración en el Decreto 268/2008 suponen un importante riesgo para la conservación de esta población. Este decreto obliga al registro e identificación de los équidos y pretende ordenar las que denominan “explotaciones equinas”, considerando los ponis como animales domésticos, sin tener en cuenta las peculiaridades de los ponis salvajes y de su explotación tradicional. Desde su promulgación, la población de ponis de los Montes de la Groba se ha reducido en un tercio, disminución que se puede extrapolar al resto de Galicia (F. Bárcena, *com. pers.*).

En los Macizos Centrales Orensanos la situación es muy diferente a la zona central de Galicia y la dieta está constituida por ungulados silvestres en un 70% (ap. 5.1.1; Tabla 28). En los Montes do Invernadeiro, situados en el centro-sur de los Macizos Centrales y colindantes con el sector SMC, ya había sido citada con anterioridad por Bárcena (1977) y Guitián *et al.* (1979), una dieta basada en ungulados silvestres y casi monoespecífica de corzo. Recientemente,

Barja (2009) describió la dieta de los lobos en la zona de los Macizos Centrales que incluye el Parque Natural Montes do Invernadeiro, observando una frecuencia de aparición de ungulados silvestres de 86,6% y 62,8% de corzo, esta última ligeramente superior a la obtenida por nosotros (49,04%).

La aparición de corzo en la dieta del lobo según los trabajos anteriores (Gutián *et al.* 1979, Cuesta *et al.* 1991) sólo se daba en las Sierras Orientales de Galicia, mientras que nuestros resultados indican que aparece también en el norte y centro de Galicia (VDE y CDG), a la vez que en el sector situado en las Sierras Orientales (SMC) aumenta sustancialmente. Este aumento generalizado de la importancia del corzo en la dieta del lobo en Galicia está asociado con la reciente expansión de esta especie en la región (Braza *et al.* 1989, Aragón *et al.* 1995), como veremos con detalle en el apartado 6.1.5.

En cuanto al jabalí, nuestros resultados aportan por primera vez su consumo en el centro y norte de Galicia, mientras que en el este ha pasado de unas frecuencias de aparición respectivamente de 8,0% (Gutián *et al.* 1979) y 6,9% (Cuesta *et al.* 1991) a 18,86% en el presente trabajo.

En la Península Ibérica, los estudios realizados en los años 90 mostraban una dieta dominada por ungulados silvestres en algunas zonas montañosas donde éstos eran abundantes, como en la Sierra de la Demanda, Extremadura y Sierra Morena (Cuesta *et al.* 1991), así como en el suroccidente de Asturias (Llaneza *et al.* 1996). Corzo y jabalí eran las especies silvestres con mayor presencia en la dieta, excepto en determinadas zonas del sur de España, donde lo era ciervo (Cuesta *et al.* 1991). Hay que tener en cuenta que estos estudios se realizaron hace más de 30 años y, desde entonces, las poblaciones de ungulados silvestres se han expandido por buena parte de la Península (Carranza 2010), por lo que es posible que hoy en día la importancia de estas especies en la dieta de los lobos sea mayor en gran parte de la Península Ibérica, tal como hemos observado en Galicia.

La alimentación del lobo está constituida mayoritariamente por ungulados silvestres en Norteamérica (Mech 1966, Scott y Shackleton 1980, Fritts y Mech 1981, Ballard *et al.* 1987, Potvin *et al.* 1988, Huggard 1993, Arjo *et al.* 2002, Stahler *et al.* 2006), Este y Centroeuropa (Śmietana y Klimek 1993, Jêdrzejewski *et al.* 2000, Sidorovich *et al.* 2003, Nowak *et al.* 2005, Ansoerge *et al.* 2006), en algunas zonas de Italia (Mattioli *et al.* 1995, Meriggi *et al.* 1996, Capitani *et al.* 2004, Pezzo *et al.* 2003, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005), en el centro-este de Finlandia (Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000) y en algunas zonas de la Península Ibérica

(Guitián *et al.* 1979, Cuesta *et al.* 1991b, Llana *et al.* 1996). En estos territorios de Europa, la importancia del ganado en la dieta es generalmente escasa.

La aparición de ungulados domésticos y carroña sumó un 34,26% del conjunto de la dieta en Galicia, con grandes variaciones entre sectores: 37,46% en VDE, 46,26% en CDG y 19,06% en SMC (Tabla 28). En Europa es poco habitual que los lobos se alimenten mayoritariamente de especies domésticas, pero existen ciertas localidades donde ganado y carroña resultan accesibles y constituyen una gran parte de la dieta del lobo. En Rumanía, los animales domésticos constituían una parte fundamental de la dieta del lobo en los años 50-60 (75%), sin embargo, desde los años 60 se prohibió el pastoreo en muchos montes y las presas silvestres pasaron a ser las más importantes (78%: Ionescu 1993). En León, Salvador y Abad (1987) registraron una frecuencia de aparición de ganado -oveja y cabra- en invierno de entre 23,3-37,5%. En Portugal Vos (2000) describe una dieta con un 97,5% de cabra. En el centro de Grecia, la frecuencia de aparición de animales domésticos en la dieta, generalmente en forma de carroña, puede alcanzar un 82,35% en invierno (Migli *et al.* 2005). En el área de pastoreo de renos semi-salvajes (*Rangifer tarandus tarandus*) del Norte de Finlandia, estos animales son la presa principal de los lobos (Pulliainen 1993). También se han documentado consumos altos de especies domésticas en el centro y oeste de los Apeninos del norte (Italia), debido a la presencia de ganado ovicaprino que pasta libre todo el año (centro) o estacionalmente (oeste) y a formas de manejo semiextensivo del ganado vacuno (oeste) ($PMV = 51,1\%$ y 19% respectivamente: Meriggi *et al.* 1996), en los Alpes italianos durante los veranos, cuando rebaños de ovejas, cabras y vacas pastan libres en las montañas ($F_a = 19\%$: Gazzola *et al.* 2005) y en el Parque Nacional de Mercantour, Francia (Biomasa = 15-26%: Espuno 2004) debido a un manejo similar del ganado. En el nordeste de Bielorrusia el consumo de ganado alcanzó valores altos en una época en la que los ungulados silvestres sufrieron una fuerte reducción de sus poblaciones ($F_a = 35,8\%$: Sidorovich *et al.* 2003). En los lugares de Europa donde existen lobos y ganadería extensiva o semiextensiva (ap. 1.5.), es decir vulnerable, es frecuente que el ganado doméstico forme parte de la dieta del lobo. En estas circunstancias, el hecho de que la dieta presente un escaso componente doméstico puede ser debido a que la situación de las presas silvestres sea más favorable, mientras que la cabaña ganadera no es muy numerosa o está disponible sólo de forma estacional (Gazzola *et al.* 2005). Una alta prevalencia de ganado en la dieta del lobo se explica por la abundancia de ganado y a su accesibilidad, la cual está marcada por el sistema de manejo (Okarma 1995, Meriggi y Lovari 1996). La escasez de ungulados silvestres también aumenta la depredación sobre el ganado (Meriggi y Lovari 1996).

De entre las especies domésticas, la más consumida fue vaca (F_a media = 14,54%): especialmente frecuente en VDE (19,54%) y CDG (23,40%) (Tabla 28). Un alto consumo de

vaca ya había sido citado por Cuesta *et al.* (1991) en invierno en el oeste de Galicia. Sin embargo, Guitián *et al.* (1979), cuyas muestras procedían de diciembre a abril, no detectaron vaca en la dieta. En las zonas de Europa en las que se ha observado un mayor consumo de ungulados domésticos, las especies más frecuentes en la dieta suelen ser oveja y cabra (revisión en Meriggi *et al.* 1996). Los consumos más altos de vaca han sido citados en otras zonas de España, como la Sierra de la Demanda, Extremadura y Sierra Morena ($F_a \approx 57\%$ en verano: Cuesta *et al.* 1991). En el nordeste de Bielorrusia durante periodos de escasez de ungulados silvestres también fueron observados consumos altos ($F_a = 35,8\%$: Sidorovich *et al.* 2003).

Fueron detectados micromamíferos en menos de un 1% de los excrementos ($n = 2.740$) y restos de insectos en tan sólo 2 excrementos; no fueron detectados reptiles ni peces. Con respecto a los micromamíferos, algunos autores no los mencionan en la dieta (Paixão de Magalhães 1975, Llana *et al.* 1996, Vos 2000) y otros describen consumos bajos: 1,2% en Galicia (Guitián *et al.* 1979); 0-3,8% también en Galicia (Cuesta *et al.* 1991); 0,2% en León y Zamora (Urios 1995); 0,5% en Italia (Mattioli *et al.* 1995); <2% también en Italia (Pezzo 2003). Sin embargo, en zonas concretas de la Península Ibérica han llegado a aparecer en una proporción considerable: en un 10% y 16,7% de los tractos intestinales de verano en meseta al norte del Duero y en la Sierra de la Demanda respectivamente (Cuesta *et al.* 1991) y 7,78% en el este de la provincia de León (Salvador y Abad 1987). Los valores máximos en el resto de Europa han sido registrados en el noroeste de los Apeninos, con un porcentaje medio de volumen en los excrementos de 11,5% (Meriggi *et al.* 1996); y en Bielorrusia, donde llegaron a aparecer en el 10,5% de los excrementos en la época de escasez de ungulados silvestres (Sidorovich *et al.* 2003).

El consumo de artrópodos por los lobos ha sido citado en la Península Ibérica por Guitián *et al.* (1979), Salvador y Abad (1987) y Cuesta *et al.* (1991), en Italia por Meriggi *et al.* (1996) y en China por Liu y Jiang (2003). Estas variaciones entre distintos estudios pudieran deberse a la existencia de diferencias muy marcadas entre regiones en los hábitos alimentarios de los lobos y en la disponibilidad de ungulados silvestres, a diferencias en la calidad y dimensión de la muestra, o incluso a la posibilidad de errores en la identificación de los excrementos. Sobre esta posibilidad de error, Cuesta *et al.* (1991) obtuvieron que los coleópteros resultaban más abundantes en la muestra de excrementos que en la de estómagos, sugiriendo la posibilidad de que algunos de los excrementos analizados por estos autores y por otros que obtuvieron similares resultados podrían pertenecer a otros carnívoros, ya que reptiles y micromamíferos son propios de la dieta del zorro (Larivieri y Pasitschniak 1996 y Nowak 1999).

En SMC destaca la gran importancia de las uvas como recurso alimentario al final del verano (ap. 5.1.3.), hecho que ya había sido puesto de manifiesto por Cuesta *et al.* (1991). Nuestros resultados indican una frecuencia de aparición en la dieta de 1,35% en el conjunto de Galicia y 4,04% en SMC (Tabla 28). Cuesta *et al.* (1991) observaron una frecuencia de uvas en los estómagos procedentes de Galicia, excepto las sierras orientales, de 1,9%, similar al obtenido por nosotros en el conjunto de Galicia. En la Cordillera Cantábrica, zona en la que estos autores incluyen las sierras orientales de Galicia, la prevalencia de uvas en los estómagos fue considerablemente mayor: 7,5%. Esto podría indicar un mayor consumo de uvas en los Macizos Centrales que el que ahora realizan los lobos (4,04%). En la Meseta, al norte del Duero, Cuesta *et al.* (1991) también registraron un importante consumo de uvas. Estos autores también observaron un cierto consumo de manzana, 3,8%, en Galicia.

Se menciona por primera vez avestruz en la dieta del lobo, debido a la implantación de granjas para la producción de carne. La presencia de ciervo en la dieta del lobo en Galicia sólo había sido citada por Bárcena (1977).

6.1.3. Diferencias geográficas en la dieta en relación con las disponibilidades tróficas

La dieta del lobo presentó diferencias geográficas dentro de Galicia (ap. 5.1.2.). En los sectores situados en el Centro-Norte (VDE y CDG) los lobos presentaron una dieta más similar, con alta prevalencia de ponis salvajes y ganado, sumando una frecuencia de aparición de 67,42-65,88% respectivamente en cada sector (Tabla 28), aunque se diferenciaron en cuanto al consumo de ungulados silvestres, que fue mayor en VDE, y de carroña, que fue mayor en CDG. Los lobos del Sur de los Macizos Centrales mostraron diferentes hábitos alimentarios, con un consumo considerablemente mayor de ungulados silvestres, que constituyen la parte principal de la dieta (70,28%: Tabla 28). SMC y CDG se asemejaron en el consumo de carroña.

La existencia de diferencias locales en la dieta de lobo dentro de una misma región, ya había sido mencionada en diversos trabajos (Bárcena 1976, Guitián *et al.* 1979, Llaneza *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Marquard-Petersen 1998, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004), aunque no siempre comprobada estadísticamente. Como sugiere Marquard-Petersen (1998), disponibilidad y vulnerabilidad son factores fundamentales en la selección de una presa por los lobos y cuando estos factores varían entre zonas es probable que la dieta de los lobos también lo haga. Bárcena (1976) sugirió una división del hábitat del lobo en Galicia según sus

disponibilidades tróficas, lo que fue el primer apunte sobre la ecología del lobo en Galicia, junto con el trabajo de Castroviejo *et al.* (1975). Guitián *et al.* (1979) con una pequeña muestra de excrementos ($n = 234$) confirmaron la variabilidad de la dieta del lobo en Galicia según el tipo de hábitat o la zona. Bárcena (1976) diferenció en la provincia de Lugo 4 hábitats del lobo que se podían hacer extensivos a toda Galicia: a) Áreas de cría de ganado libre o semilibre, caballar y vacuno, que sufría la presión depredatoria del lobo; b) Área de caza mayor, donde el corzo constituía una parte importante de la dieta y los daños a la ganadería eran bajos; c) Área intermedia, con baja densidad de lobos y escasez de alimentos -sin granjas industriales y con ganado vacuno en régimen de pastoreo-, donde los lobos se alimentaban de animales domésticos -ovejas, perros-, despojos de granjas y basureros; d) Área de granjas industriales, donde los lobos se alimentaban de despojos de estas granjas y de basureros, pasando inadvertidos ya que no atacaban a animales domésticos. Según esta clasificación, Val do Eume y el Centro de la Dorsal Gallega se encuadrarían dentro del área de cría de ganado libre y Sur Macizos Centrales se situaría en el área de caza mayor.

Nuestro trabajo cubre 3 sectores distintos de Galicia, que representan 3 situaciones según las disponibilidades tróficas: 1) Abundancia de especies de caza mayor, ausencia de ponis salvajes y escasez de ganado (sector SMC); 2) Abundancia de ganado, ponis salvajes y ungulados silvestres (VDE); 3) Abundancia de ganado y ponis salvajes, baja densidad de ungulados silvestres (CDG). Hemos observado diferencias significativas en la dieta de los lobos entre estos 3 sectores (ap. 5.1.2.). Diferencias que parecen deberse a las distintas disponibilidades tróficas existentes, entendiendo que la disponibilidad está condicionada por la abundancia de cada tipo de presa y por su vulnerabilidad.

En relación con otros trabajos recientes sobre la dieta del lobo en el NO de la Península Ibérica, las ventajas del nuestro consisten en la amplitud del área muestreada, la variabilidad ecológica de los sectores considerados y el mayor tamaño de la muestra. Los tres sectores en los que hemos analizado la dieta abarcan en conjunto 808 km² (Tabla 1). Barja *et al.* (2009) estudió un único sector de 120 km², Llaneza *et al.* (1996) 2 sectores de los que no indican la superficie y Vos (2000) 2 sectores que, en conjunto, abarcaban 370 km². Barja *et al.* (2009) sólo cubre una zona con abundantes presas silvestres y el trabajo de Vos (2000) se limita a zonas con ganado y ponis salvajes, pero sin ungulados silvestres, mientras que Llaneza *et al.* (1996) sí que contemplan 2 sectores que difieren en carga ganadera y presencia de ponis salvajes. El tamaño de la muestra, 2.740 excrementos (Tabla 28), es considerablemente mayor que el analizado por estos otros autores: 1.021 (Llaneza *et al.* 1996), 593 (Barja 2009) y 87 (Vos 2000). Además, otra diferencia sustancial es que la población de lobo en nuestra área de estudio entre 2003 y 2006, periodo en el que fue estudiada la dieta en los tres sectores, osciló entre 26-47 lobos

pertenecientes a entre 6-9 manadas (ap. 4.1.1.), mientras que en los demás trabajos fue sensiblemente menor: una manada en el trabajo de Barja (2009), 2 en el de Vos (2000) y 5 en el de Llaneza *et al.* (1996).

En SMC se observó la dieta del lobo más diferente, en relación con los otros los 2 sectores (Tabla 28, ap. 5.1.2.). En SMC las disponibilidades tróficas están marcadas por: abundantes poblaciones de ungulados silvestres, ausencia de ponis salvajes, ganadería bovina prácticamente inexistente, cabaña de ovino-caprino mayor, abundancia de granjas industriales de aves y, en menor medida, de cerdos (ap. 5.1.6.). El consumo de ungulados silvestres resultó marcadamente superior al de los otros 2 sectores y el de ganado vacuno fue significativamente inferior, oveja apareció con una frecuencia similar, cabra con una frecuencia menor, mientras que la carroña apareció en porcentajes similares a CDG (ap. 5.1.2.). La mayor parte de estas diferencias parecen estar relacionadas con las distintas disponibilidades de recursos tróficos, hecho que también explica parcialmente las diferencias en la alimentación del lobo entre distintos lugares de Europa (Okarma 1995, Meriggi y Lovari 1996, Capitani *et al.* 2004).

En SMC observamos un menor consumo de ganado ovicaprino que el que cabría esperar en función de su abundancia en el medio (Tabla 37), lo cual puede ser debido a la mayor abundancia de presas alternativas: ungulados silvestres. Nuestros resultados parecen indicar que, cuando abundan las presas silvestres, los lobos atacan menos al ganado. Los resultados de diversos trabajos en otras zonas de Europa, donde los ungulados silvestres también son abundantes, muestran que los lobos se alimentan mayoritariamente de ellos a pesar de la existencia de ganado (Llaneza *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Sidorovich *et al.* 2003, Capitani *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005, Nowak *et al.* 2005), y sólo donde las poblaciones de ungulados silvestres escasean, los lobos depredan sobre el ganado (Llaneza *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Vos 2000, Sidorovich *et al.* 2003). Concretamente, en Bielorrusia, Sidorovich *et al.* (2003) observaron cómo, una disminución en las poblaciones de ungulados silvestres debida a la caza furtiva, provocó un aumento de la depredación sobre los animales domésticos, pasando del 8,1% al 74,9%.

También en SMC, el índice de Ivlev sugiere selección positiva por el ganado ovicaprino en comparación con el vacuno (ap. 5.1.7), lo cual se explica probablemente porque el poco ganado vacuno que existe en SMC se cría en granjas industriales y por lo tanto no está disponible como presa. En la zona, el ganado ovicaprino, vigilado por perros y pastor, pasta durante el día en campos o en el monte, siendo recogido de noche, manejo que también dificulta la depredación a los lobos, por lo que cabe la posibilidad que parte del consumo de ovejas y cabras también haya sido realizado en forma de carroña. En un área del Macizo Central

Ourensano adyacente a SMC, Barja (2009) obtuvo una frecuencia de cabra y oveja de 10,6% en los excrementos, lo que atribuye a su consumo en forma de carroña, ya que no se habían registrado daños en la zona. Bárcena (1977) observó un 5% de biomasa de ganado ovicaprino en los excrementos de lobo de los Montes do Invernadeiro, porcentaje similar al registrado en nuestro trabajo. Este autor, que entre 1977-2003 pasó numerosas temporadas en los Montes del Invernadeiro, me informó sobre una costumbre que podría explicar parte de la aparición de oveja en la dieta del lobo en SMC: en aquella zona, los pastores tenían la costumbre de abandonar a las cabezas que no eran capaces de seguir al rebaño y se quedaban rezagadas, así que era frecuente ver alguna oveja vieja deambulando sola cuando ya los rebaños habían sido recogidos. “*Queda pró lobo*”, se decía.

Los índices de abundancia de ungulados silvestres resultaron marcadamente superiores en SMC y similares entre VDE y CDG (ap. 5.1.6.). En VDE muestreamos en un territorio amplio (302 km²: Tabla 1), siguiendo la misma metodología que en los demás sectores: eligiendo preferiblemente las pistas trazadas por las cuerdas de los montes o las más próximas a los altos (ap. 4.2.2.). En la Escombrera de la Mina de Endesa (ap. 3.1., Fig. 6) realizamos prospecciones de lobo y buena parte de los excrementos de este sector proceden de allí (38%), pero no se tuvieron en cuenta índices de abundancia de especies silvestres de esta localidad puesto que se había empleado una metodología distinta para evaluarlas (Bárcena *et al.* 2007). En este sector los ungulados silvestres parecen ser abundantes en localidades concretas (Fig. 6: Escombrera, Montes Carballeira, Norte y Sur del Embalse del Eume) pero no en las partes altas de la Sierra del Bostelo y otras zonas que muestreamos con mayor regularidad. La mayor parte de los excrementos con corzo (35/41) proceden de dos localidades con alta densidad de corzo (Escombrera y Monte Carballeira), por eso obtenemos un consumo alto de corzo en comparación con los índices de abundancia en todo el sector

Tanto en VDE como CDG, sectores situados relativamente próximos entre sí (Fig. 5), existe una alta disponibilidad de ponis salvajes y ganado vacuno, diferenciándose por la presencia de numerosas granjas de porcino en CDG (ap. 4.4.3., Tabla 24) y por una mayor abundancia de corzo en ciertas localidades de VDE. Estos 2 sectores mostraron un índice de similitud de Morisita-Horn elevado y una dieta del lobo acorde con las disponibilidades tróficas del medio en cuanto a los principales grupos de alimentos. El consumo de ungulados domésticos y de ponis salvajes resultó igualmente alto en ambos sectores. Las diferencias existentes se deben a una mayor prevalencia de ungulados silvestres en VDE, mientras que en CDG la carroña es más abundante (ap. 5.1.2.; Fig. 40). La frecuencia de aparición de vaca en los excrementos también resultó similar entre sectores (Tabla 28), en ambos existe un censo importante de ganado vacuno vulnerable a la depredación por lobo, ya que el manejo

predominante es el extensivo y semiextensivo (ap. 3.1. y 3.2.1.). En los ecosistemas del norte de Galicia la expansión de los ungulados silvestres es reciente (Sáez-Royuela y Tellería 1986, Braza *et al.* 1989, Aragón *et al.* 1995), pero la historia de la convivencia del lobo con ponis salvajes (ap. 1.4.1.) y con el hombre es muy larga y continua, por lo que los lobos tienden a usar los recursos tradicionales de estas zonas: ponis salvajes y ganado, ya que la preferencia por una determinada presa se forma a lo largo de generaciones (Okarma 1995). Poco a poco se va notando en la dieta una mayor prevalencia de corzo en zonas como VDE, donde los ungulados silvestres comienzan a alcanzar densidades relativamente altas (Bárcena *et al.* 2007).

El consumo de ganado ovicaprino fue máximo en VDE, donde estas especies poseen menor censo (ap. 5.1.7. Tabla 37), diferenciándose estadísticamente su frecuencia de aparición con la de SMC pero no con la de CDG. Posiblemente el manejo de los rebaños en VDE, que con frecuencia pastan prácticamente solos en zonas de monte, esté relacionado con una mayor depredación sobre este tipo de ganadería. Nuestros resultados indican una mayor apetencia por este tipo de ganado que por el vacuno (Tabla 37) y es notorio que el lobo siente una especial predilección por cabras y ovejas. Grande del Brío (2000) entiende que el índice de apetencia expresa la obtención de la mayor cantidad posible de biomasa con el menor gasto de energía. Sin embargo es posible que el grado de apetencia que el lobo muestra por una determinada especie también esté relacionado con preferencias relacionadas simplemente con el sabor de la carne de cada especie.

Realizando un análisis conjunto de selección trófica entre especies domésticas accesibles al lobo y ponis salvajes, tanto el índice de apetencia como el índice de selección de Ivlev mostraron que los ponis eran seleccionados positivamente de forma muy marcada en VDE y CDG (ap. 5.1.7.). Esto indica una fuerte preferencia de los lobos por los ponis salvajes, similar a la que se ha observado en otras regiones, como Asturias (Llaneza *et al.* 1996). En cuanto a las vacas los resultados no son claros, debido a los múltiples tipos de manejo de este tipo de ganadería. Considerando el censo total del ganado vacuno se obtiene que los lobos consumen esta especie de forma desproporcionadamente baja en comparación con su abundancia en el medio. Pero en este caso, abundancia no es sinónimo de disponibilidad, pues gran parte de este ganado no es accesible a la depredación ya que se cría mediante sistemas intensivos (ap. 1.5.). Además, la mayoría de la cabaña extensiva y semiextensiva pertenece a razas que se defienden bien del ataque de los lobos, como hemos observado en los resultados referentes a la vulnerabilidad de las explotaciones semiextensivas (ap. 5.3.3.) Realizamos este análisis en CDG considerando únicamente vacas semiextensivas y ponis salvajes, obteniendo unos índices de apetencia y de Ivlev que también indicaban selección positiva hacia los ponis. Estos resultados sugieren que los terneros son una presa más difícil para los lobos que los potros. Otra

explicación es la carroña de vacas no está disponible en la misma proporción que la de ponis, puesto que el ganado está sometido a una estricta normativa para la eliminación de animales muertos en las explotaciones, que no permite el abandono de sus cadáveres en el monte. Este tema se tratará más ampliamente en el apartado 6.1.5.

En cuanto a las especies silvestres, todas ellas parecen haber sido consumidas en cada sector según su disponibilidad en el medio, excepto jabalí, tejón y liebre, existiendo desacuerdo total entre la disponibilidad y consumo únicamente en el caso de liebre (ap. 5.1.7.; Tabla 36). El jabalí, aunque sin diferencias estadísticamente significativas, fue más consumido en VDE que en CDG, a pesar de que su índice de abundancia en el medio era mayor en CDG. Los índices de abundancia de jabalí no mostraron diferencias entre VDE y CDG, lo que sugiere que las densidades son similares en ambos sectores, aunque en alguna localidad concreta sean más altas las de jabalí en VDE (Bárcena *et al.* 2007). Este consumo de jabalí en VDE superior a lo esperado según el índice de abundancia de esta especie en el medio se explica porque hemos colectado muestras de excrementos en algunas localidades que no hemos tenido en cuenta al calcular las densidades relativas. En el caso de tejón y liebre, los resultados (Tabla 36) sugieren que estas especies presentan una mayor prevalencia en la dieta allí donde existe una menor disponibilidad de especies más apetecidas o alimentos que suponen una mayor cantidad de alimento en relación a la energía empleada en su captura. La liebre suele componer una escasa proporción de la dieta de los lobos, pero pueden llegar a ser más importante cuando no existen otras presas o éstas escasean. Por ejemplo, la liebre ártica (*Lepus arcticus*) en Groenlandia aparece hasta en un 7,5% de la dieta en la zona donde el buey almizclero (*Ovibos moschatus*) es menos abundante (Marquard-Petersen 1998). En Bielorrusia, la frecuencia de aparición de liebre en la dieta de los lobos llegó hasta el 53% durante un periodo de escasez de ungulados silvestres (Sidorovich *et al.* 2003). En la Península Ibérica, Salvador y Abad (1987) citaron un consumo de liebre de 4,78%, mientras que en el trabajo de Cuesta *et al.* (1991) observaron una aparición de liebre máxima de 9,3-11,1% en la Meseta. En SMC destaca la total desaparición de la liebre en la dieta a partir del verano de 2005 a pesar de no haber disminuido su densidad en el medio. Este cambio pudo deberse al aumento de la vulnerabilidad de la presa preferida, el corzo, como explicaremos en el apartado 6.1.5.

La presente Tesis pone de manifiesto que en todos los sectores, de entre los ungulados silvestres (corzo, ciervo y jabalí), el corzo fue consumido de manera desproporcionadamente alta con relación a su presencia en el medio, mientras que el jabalí fue seleccionado negativamente y el ciervo consumido de manera proporcional a su presencia en la comunidad de ungulados silvestres (ap. 5.1.7.). Los estudios de dieta realizados en la Península Ibérica muestran que el corzo es la especie más frecuente en la dieta del lobo en la Cordillera Cantábrica y la Sierra de la Demanda (Cuesta *et al.* 1991), en León (Salvador y Abad 1987), en el

suroeste de Asturias (Llaneza *et al.* 1996), en el Parque Natural del Invernadeiro (Bárcena 1977; Barja 2009). Se podría decir que en la Península Ibérica el corzo es la principal presa silvestre del lobo.

Tanto el corzo como el jabalí son especies de distribución paleártica (Blanco 1998) y constituyen presas importantes del lobo en Europa (revisión en Okarma 1995, Meriggi y Lovari 1996). El ciervo es la presa preferida por los lobos en gran parte del este de Europa, de entre ciervo, corzo y jabalí, como por ejemplo en Białowieża (Jędrzejewski *et al.* 2000) y en los Cárpatos (Nowak *et al.* 2005); así como en determinadas zonas de los Alpes italianos, donde los ungulados silvestres más abundantes son ciervo, corzo y rebeco (Gazzola *et al.* 2005). En otras zonas prefieren el corzo, como en la Toscana, donde los lobos lo seleccionan positivamente frente a gamo, jabalí o muflón (Capitani *et al.* 2004); en Sajonia (Ansorge *et al.* 2006) y en el Parque Natural do Invernadeiro (Barja 2009), donde seleccionan positivamente corzo frente ciervo y jabalí; así como en alguna localidad de los Apeninos, donde consumen mayoritariamente corzo ya que es más abundante que jabalí, ciervo o gamo (Mattioli *et al.* 2004). Sin embargo, en la mayor parte de los Apeninos el jabalí es la especie claramente preferida frente a corzo, gamo y ciervo o muflón en algunas localidades (Meriggi *et al.* 1996, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004). Finalmente Sidorovich *et al.* (2003) han puesto de manifiesto una depredación totalmente oportunística sobre jabalí, alce y corzo, sin una clara preferencia por ninguna de ellas.

Por lo tanto, la selección positiva de una misma especie por los lobos puede variar de unas zonas a otras. Esta selección puede depender de varios factores concernientes a las presas, al hábitat y a los propios lobos. Cuando hablamos de selección positiva o de preferencia por un recurso, o en este caso por una determinada especie, nos referimos al hecho de que los recursos sean usados desproporcionadamente a su disponibilidad en el medio (Manly *et al.* 1993). El concepto ecológico de preferencia se define como la probabilidad de que un recurso sea seleccionado cuando está disponible en igual proporción que los demás (Johnson 1980, Manly *et al.* 1993). La diversidad y abundancia de la comunidad de presas silvestres es un factor determinante a la hora de marcar preferencias. Las características del hábitat y las condiciones ambientales también pueden condicionar la vulnerabilidad de las presas (Jędrzejewska *et al.* 1994). Mattioli *et al.* (2004) atribuyen a características del hábitat el mayor uso que los lobos realizan del corzo en 2 de sus áreas de estudio en comparación con otras 3 en las que predomina el consumo de jabalí. En cuanto a las condiciones ambientales, la nieve sin duda aumenta la vulnerabilidad de las presas de los lobos y les posibilita cazar adultos, que en otras condiciones les resultaría muy difícil, como por ejemplo alces (Mech 1966, Peterson 1977, Post *et al.* 1999). En los Cárpatos, la depredación del lobo sobre el jabalí prácticamente se limita a los

inviernos, cuando un grueso manto de nieve cubre el suelo durante 4-5 meses (Śmietana y Klimek 1993). El tamaño de las manadas, así como la experiencia de los lobos que las componen y probablemente también un factor cultural, parecen jugar un papel importante en la capacidad del grupo para abatir determinadas presas y, por lo tanto, en su selección positiva. En este sentido Sand *et al.* (2006b) obtuvieron que la edad del macho líder determinaba el éxito depredatorio de la manada cazando alces, lo que atribuyeron a las mayores experiencia y corpulencia de los machos de más edad.

En las tres áreas de estudio hemos realizado censos de corzo mediante itinerarios de censo y el método de distancias aplicando el transecto lineal (Buckland *et al.* 1993, Thomas *et al.* 2010). En una localidad de VDE, la Escombrera de la Mina de As Pontes (Fig. 6), la densidad obtenida fue 6 corzos/100 ha en 2004 (Bárcena *et al.* 2004) y 8-12 corzos/100 ha en 2006 (Bárcena *et al.* 2007); en CDG <1 corzo/100; en SMC 2,70 corzos/100 ha (F. Bárcena, *in litt.*). La densidad en CDG es baja en comparación con otras zonas de España y Europa. En Europa, las densidades más bajas de corzo citadas en zonas donde constituye una presa habitual del lobo, son de 3,6 corzos/100 ha en los Alpes Italianos (Capitani *et al.* 2004) y de 5,2 corzos/100 ha en Alemania (Ansorge *et al.* 2006). En España, en hábitats favorables se han citado 2,4-35 corzos/100 ha en hayedos (L. Costa 1992 en Mateos-Quesada 2005) y 23,6 en castaños, estimados mediante identificación individual (Mateos-Quesada 2005). En pinares, que es junto con el matorral la formación vegetal predominante en CDG y en SMC, se citan densidades de 1,69 corzos/100 ha en las Villuercas (Mateos-Quesada 2005) y de 11,4 corzos/100 ha en la Cordillera Cantábrica (L. Costa 1992 en Mateos-Quesada 2005). Hay que tener en cuenta que las diferentes metodologías de censo aplicadas puede dar lugar a dificultades para comparar densidades.

6.1.4. Estacionalidad de la dieta

La estacionalidad es uno de los temas abordado con mayor frecuencia en los estudios de dieta del lobo (Mech 1966, Voigt *et al.* 1976, Scott y Shackleton 1980, Salvador y Abad 1987, Cuesta *et al.* 1991, Jhala 1993, Llaneza *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Jędrzejewski *et al.* 2002, Liu y Jiang 2003, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005, Hovens y Tungalakutja 2005, Barja 2009).

Para realizar análisis de estacionalidad resulta imprescindible datar los excrementos, es decir, estimar la fecha de deposición. Mayoritariamente, en trabajos previos se utilizaron dos

metodologías distintas: a) Repetición de itinerarios fijos cada cierto tiempo, lo que permite datar los excrementos en el periodo entre prospecciones (Potvin *et al.* 1988, Mattioli *et al.* 1995, Llana *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Llana *et al.* 2000, Capitani *et al.* 2004); b) Colectar sólo excrementos frescos de los que se conoce el momento de deposición (Scott y Shackleton 1980). Otros trabajos no explican el método (Salvador y Abad 1987, Cuesta *et al.* 1991b, Jhala 1993, Liu y Jiang 2003, Mattioli *et al.* 2004, Gazzola *et al.* 2005). La datación de los excrementos suele suponer un problema, habiéndose recurrido a métodos tan curiosos como el de Hovens y Tungalakutja (2005), que llegaron a combinar la presencia de marmota de las estepas (*Marmota bobak*) en la dieta y el periodo de hibernación de las mismas para poder asignar los excrementos a una determinada estación. En nuestro trabajo solíamos repetir los itinerarios cada 1-2 meses, colectando muestras y datando los excrementos según la quincena en la que estimábamos habían sido depositados, ateniéndonos a diversas características físicas de los mismos: presencia/ausencia de olor y de mucosa exterior, y aspecto (ap. 4.2.5.), como también hizo Barja (2009).

Las especies salvajes dependen para su alimentación de las estaciones del año y su climatología. En el Hemisferio Norte, la vegetación tiene su época de desarrollo en primavera y verano. En estas estaciones los brotes son muy nutritivos, ideales para las madres lactantes y sus crías, por lo que la paridera se concentra en la época inmediatamente anterior al crecimiento vegetativo o justo en su comienzo. Esto sucede en el caso del corzo o de los ponis salvajes (ap. 5.2.1.). Las especies domésticas no dependen tanto del medio para su subsistencia; normalmente, en los periodos de escasez, se le aporta alimento suplementario para mantener su capacidad productiva, con lo que los partos son menos concentrados y pueden reproducirse a lo largo de todo el año (ap. 5.3.1.). Las vacas mostrencas dependen más del medio para su supervivencia y también muestran cierta estacionalidad en los partos (ap. 5.3.1.3.). En el caso de los depredadores, como el lobo, que mayoritariamente se alimenta de ungulados silvestres, particularmente de sus crías, es de esperar que su dieta presente un patrón estacional acorde con los ciclos reproductivos de sus presas.

En el conjunto de la muestra observamos una frecuencia de aparición de corzo máxima en primavera y verano (ap. 5.1.3.). En VDE CDG los valores máximos se alcanzaron en verano (Tabla 30 y 31) y en SMC en primavera (Tabla 32). Nuestros resultados coinciden con los trabajos previos realizados en el sudeste de Asturias (Llana *et al.* 1996), en la Sierra de la Demanda (Cuesta *et al.* 1991) y en algunas zonas de los Apeninos en Italia (Mattioli *et al.* 1995, Capitani *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004). Las crías de los cérvidos son más vulnerables a la depredación del lobo que los adultos (Aanes y Andersen 1996, Janemo *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004). Los nacimientos de corzo en el norte de la Península Ibérica se producen en mayo

(Mateos-Quesada 2005). Concretamente en VDE las corzas paren a finales de abril (Bárcena *et al.* 2007). Por lo tanto, era de esperar que la importancia de corzo o ciervo en la dieta del lobo fuera mayor en primavera y verano, cuando las crías son más jóvenes y vulnerables.

El patrón estacional de la frecuencia de aparición de corzo en SMC sugiere un alto consumo de juveniles durante la primavera, concretamente de mayo a junio (Fig. 43), es decir en los primeros meses de vida de los corcinos. En estudios previos también se observó una frecuencia máxima de ungulados silvestres en la dieta del lobo en relacionada con la depredación sobre las crías, más vulnerables en las primeras semanas de vida (Ballard *et al.* 1987, Aanes y Andersen 1996, Llaneza *et al.* 1996, Capitani *et al.* 2004, Janemo *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004). Este consumo alto de corzo en primavera también podría deberse en parte a la depredación sobre subadultos. Cuando nacen las nuevas crías, la hembra expulsa a las nacidas el año anterior. Esto indica una gran capacidad de los lobos para cazar corcinos y probablemente también subadultos, ya que la historia de convivencia entre lobos y corzos en este sector es amplia.

En VDE y CDG la mayor prevalencia de corzo en la dieta se observó en verano, en VDE de junio a septiembre, aunque la dimensión de la muestra no permitió extraer conclusiones, mientras que en CDG la frecuencia máxima se observó en julio (Fig. 43). Resultado que puede ser explicado por el consumo de machos debilitados a causa del celo. Mech y Peterson (2003) ponen de manifiesto que en los ungulados, los machos adultos resultan más vulnerables a la depredación en torno a la época de celo, aunque Śmietana (2005) no confirmó que esto sucediera en el caso de la población de ciervo rojo sometido a depredación por lobo en las Montañas Bieszczady. Según Mateos-Quesada (2002 y 2005), el celo del corzo tiene su momento álgido entre julio y agosto en el centro de la Península Ibérica y en agosto en el norte. Durante la época de celo, los machos consumen mucha energía en el cortejo, consistente en rápidas persecuciones, en la misma cópula y en enfrentamientos con otros machos (Mateos-Quesada 2002). El resultado es que no se encuentran tan alerta frente a los depredadores, acaban debilitados y en ocasiones heridos por las luchas. Durante nuestras prospecciones hemos encontrado rastros de lucha en esta época e incluso algunos machos muertos a consecuencia de estos enfrentamientos. Estos resultados sugieren que los lobos apenas han adquirido capacidad para cazar juveniles en estas zonas en las que el corzo ha ampliado su distribución recientemente y que mayoritariamente aprovechan de forma oportunista individuos muy debilitados y sin defensa.

En el conjunto de la muestra, observamos una frecuencia de aparición de jabalí máxima en otoño e invierno, con diferencias estacionales estadísticamente significativas (ap. 5.1.3.).

Generalmente los lobos depredan sobre las crías de jabalí (Śmietana y Klimek 1993, Mattioli *et al.* 1995), aunque estos últimos autores han documentado preferencias por individuos de 6-12 meses. En el jabalí los partos son más distribuidos que en los corzos, ya que se trata de una especie omnívora. En determinadas regiones con buena montanera pueden darse dos periodos de partos, a finales del invierno y del verano (Étienne 2004, Bárcena *et al.* 2007). En el norte de Galicia normalmente paren sólo por primavera, pero en SMC existen evidencias de un segundo periodo de partos coincidiendo con la montanera (F. Bárcena, *in litt.*). En SMC, esta mayor prevalencia de jabalí en la dieta de verano y otoño probablemente se explique por la depredación sobre juveniles nacidos en esta época. El análisis mensual del consumo de jabalí muestra un máximo en julio y un mínimo muy destacado en abril y junio (Fig. 43), lo que indica un bajo consumo de crías de jabalí coincidiendo con la época de cría de la especie más apetecida, el corzo, y un mayor consumo de crías de jabalí durante el verano y otoño cuando los corcinos ya tienen más de 5 meses. Encontramos restos de huesos de juveniles en los excrementos de enero, lo que confirma la existencia de una segunda época de cría en SMC durante el otoño. En VDE el jabalí sólo fue detectado en la dieta de otoño y, en menor medida, de invierno; como en este sector no tenemos evidencias de este segundo periodo de cría, estos resultados podrían estar asociada a la época de caza y a la presencia de individuos que quedan malheridos (Cuesta *et al.* 1991, Llaneza *et al.* 1996, Capitani *et al.* 2004). En CDG el consumo más alto se observó en primavera (abril y mayo) y en verano (julio, septiembre), lo que puede relacionarse con el consumo de crías, subadultos y quizás animales heridos en las cacerías tempranas de septiembre. En cuanto a los subadultos, en el caso del jabalí sólo los machos son expulsados del grupo matriarcal (Kaminski *et al.* 2005) y se convierten en una presa fácil para el lobo, como sugieren Meriggi *et al.* (1996). Estos autores detectaron una gran frecuencia de aparición de jabalí en la dieta del lobo de primavera y otoño en el norte de los Apeninos, donde esta especie también presenta dos temporadas de cría, aunque detectaron baja frecuencia de restos de juveniles en los excrementos que contenían jabalí.

En cuanto a los ponis salvajes, nuestros resultados indican que la frecuencia de aparición de poni en la dieta para el conjunto de la muestra se mantuvo relativamente alto en todas las estaciones, oscilando entre 19-28% (Fig. 42), con valores máximos en otoño e invierno y diferencias interanuales significativas (ap. 5.1.3.). En VDE (ap. 5.1.3.1.) se observó una mayor prevalencia en otoño e invierno, mientras que en CDG los mayores valores se registraron en primavera y verano (ap. 5.1.3.2.), pero en ambos sectores sin diferencias estacionales estadísticamente significativas. En CDG, mensualmente las mayores frecuencias de aparición se registraron entre mayo y agosto (Fig. 46), coincidiendo con la época de mayor incidencia de la depredación sobre los potros (ap. 5.2.2.5.), pero también en enero y febrero se obtuvieron consumos altos.

El alto consumo de poni en invierno, tanto en VDE como en CDG, se explica por ser la estación en la que suele morir mayor número de adultos a causa de la meteorología y de la escasez de pastos (ap. 5.2.2.2.). De los 23 cadáveres de ponis adultos que localizamos en el campo entre 2003-2008 en CDG: 9 habían muerto en invierno, 7 en otoño, 3 en primavera y 4 en verano. Estos cadáveres suponen una importante cantidad de biomasa disponible para los lobos, preservada a bajas temperaturas. El alto consumo de poni en verano y primavera obtenido en CDG, se explica debido que los nacimientos de los potros se concentran en el Centro de la Dorsal Gallega entre abril y junio (97%: ap. 5.2.1.), así que a lo largo de estas estaciones existen potros vulnerables en el monte, como ya observaron en Galicia Cuesta *et al.* (1991) y en Asturias Llana *et al.* (1996). Sin embargo nosotros hemos observado un importante consumo de poni a lo largo de todo el año, mientras que Cuesta *et al.* (1991) sólo en primavera y verano. Aunque el trabajo de estos autores fue publicado en 1991, las muestras de Galicia eran anteriores a 1980 (F. Bárcena, com. pers.). En esa época, las disponibilidades tróficas de los lobos eran otras muy distintas, ya que abundaba la carroña de todo tipo y es posible que los lobos centraran su actividad depredatoria sobre los potros sólo cuando estos eran más jóvenes. Quizás, por aquel entonces, los grupos de caza de los lobos eran más pequeños, ya que abundaba más el alimento, y no fuesen capaces de depredar sobre potros >100 kg, es decir en otoño. Nuestros resultados muestran la importancia que, para los lobos, tienen las poblaciones de ponis salvajes en buena parte del territorio de Galicia (Fig. 2). Los lobos depredan sobre los potros especialmente durante la primavera y el verano, pero también se benefician de la muerte natural de los adultos, que tiene lugar a lo largo de todo el año, pero de manera especial en otoño-invierno.

Para el conjunto de la muestra, la frecuencia de aparición de ungulados domésticos fue máxima en primavera e invierno, presentando diferencias interanuales estadísticamente significativas (ap. 5.3.1., Fig. 42). Los valores máximos se alcanzaron en primavera en VDE (Fig. 44) y en invierno en CDG (Fig. 45) y SMC (Fig. 47).

Los altos valores observados en primavera en VDE debidos al alto consumo de vaca, coinciden con lo esperado. Diversos trabajos ponen también de manifiesto una marcada estacionalidad en el consumo de ungulados domésticos, que aparecen con mayor frecuencia en la dieta de primavera y verano, pero esto suele suceder en zonas de montaña donde el ganado sólo se deja libre en los pastos durante la época de crecimiento vegetativo (Fritts y Mech 1981, Bjorge y Gunson 1983, Gunson 1983, Tompa 1983, Llana *et al.* 1996, Meriggi *et al.* 1996, Gazzola *et al.* 2005). Nuestras observaciones apuntan a que sólo las crías sufren depredación (ap. 5.3.2.). También Fritts (1982), Gunson (1983) y Fritts *et al.* (1992) observaron que la

mayoría de los ataques al ganado vacuno los sufren los terneros. Así que, cuando el ganado es asequible durante todo el año, como es el caso de las vacas en régimen semiextensivo o extensivo (ap. 1.5.), cabe esperar un consumo más alto en primavera, ya que la mayoría de los partos se concentran entre marzo y junio (ap. 5.3.1.3.) En primavera, además de los terneros consumidos por la propia acción depredatoria, los lobos tienen a su disposición carroñas procedentes de abortos y partos distócicos, como explicaremos más detalladamente en el apartado 6.3.3. En el caso de los ungulados domésticos, su vulnerabilidad viene determinada por el tipo de manejo ganadero al que están sometidos, además de por el ciclo vital de las propias especies.

En CDG, el alto consumo de ungulados domésticos en invierno también es consecuencia de la elevada frecuencia de aparición de vaca, lo que atribuimos a tres causas: 1) El invierno es, después de la primavera, cuando se produce la mayor número de nacimientos de terneros (ap. 5.3.1.3.) ; 2) En invierno y otoño mueren muchas vacas en el campo a causa de la climatología adversa y del agotamiento de los pastos, lo que supone una gran disponibilidad de alimento para los lobos (en CDG localizamos 8 cadáveres de vacas en el monte, 7 de las cuales habían muerto entre otoño e invierno); 3) En invierno, cuando las crías de los ungulados silvestres y ponis no son tan vulnerables, los lobos se ven forzados a alimentarse de presas domésticas o de carroña.

A partir de marzo la frecuencia de vaca en la dieta de los lobos de CDG disminuyó coincidiendo con el aumento del consumo de poni (Fig. 46), lo que probablemente esté asociado con el comienzo de la época de nacimiento de los potros (ap. 5.2.1.3.). Tanto en CDG como en VDE el consumo de vaca en verano fue significativamente menor que en las demás estaciones, lo que probablemente se deba al gran consumo de potro que los lobos realizan durante esta época. Los resultados sobre distribución mensual de la mortalidad de potros y terneros (Fig. 103) también indican que, en la época de mayor depredación sobre los potros, la presión depredatoria sobre los terneros es menor. Estos resultados apoyan la preferencia trófica por los ponis que hemos obtenido (ap. 5.1.7.): los lobos parecen exhibir cierta predilección por los potros, que quizás también resulte una presa más asequible que los terneros, sin embargo, cuando estos y los ungulados silvestres escasean, los lobos concentran sus esfuerzos sobre el ganado vacuno. Otros trabajos también han puesto de manifiesto un elevado consumo de ganado coincidiendo con la escasez de sus presas más apetecidas (Sidorovich *et al.* 2003, Capitani *et al.* 2004).

En SMC el consumo de ungulados domésticos, básicamente cabra y oveja, fue máximo en invierno, lo que se puede explicar por la menor disponibilidad de su presa predilecta en este sector: el corzo.

Tanto en el conjunto de la muestra (ap. 5.1.3., Fig. 42), como en cada sector (Figs. 44, 45, 47), el consumo de carroña fue máximo en invierno y otoño y mostró diferencias estacionales estadísticamente significativas. No esperábamos una variación estacional en la frecuencia de aparición de la carroña muy marcada, ya que, como apuntaron Cuesta *et al.* (1991), la disponibilidad de éste recurso no está sujeta a variaciones estacionales previsibles. El mayor consumo observado en invierno y otoño se explica por la escasez de las presas habituales del lobo durante estas estaciones, pero también como consecuencia de que, durante esa época del año, las temperaturas más bajas conservan los cadáveres y los lobos disponen de más tiempo para localizarlos y consumirlos.

Considerando el consumo de gallina por los lobos, observamos una mayor frecuencia de aparición en verano, tanto en el conjunto de la muestra (ap. 5.1.3.) como en SMC (Tabla 32), lo que se explica porque es la época de máxima mortalidad en granjas industriales debido al calor. Los pollos no soportan bien las altas temperaturas y aunque en las naves la temperatura está regulada artificialmente, los sistemas de ventilación pueden fallar o pueden no ser suficientes cuando ésta ascienden mucho (Almudena Laje, com. pers.).

En el caso de conejo, las frecuencias de aparición más altas fueron observadas en otoño e invierno, tanto en el conjunto de la muestra (ap. 5.1.3.), como en cada sector (Tablas 30-32). Esta mayor prevalencia de conejo en la dieta del lobo coincide con la época de mayor incidencia de la enteropatía mucoide, que es la enfermedad más grave que sufren las explotaciones cunícolas industriales (Pérez de Rozas *et al.* 2005) y que causa elevada mortalidad entre los gazapos, coincidiendo con altos porcentajes de humedad ambiental y temperaturas bajas (Mónica Fernández, com. pers.).

6.1.5. Evolución de la dieta del lobo en Galicia desde la década de los 70

Desde el trabajo de Cuesta *et al.* (1991), éste es el primero que, con una muestra suficientemente representativa, aborda el estudio de la dieta del lobo en diversas localidades de Galicia. Cuesta *et al.* (1991) describieron la dieta del lobo en España, vertebrándola en 5 áreas ecológicas que cubrían su área de distribución. Una de estas áreas ecológicas diferenciadas era

Galicia, a excepción de sus sierras orientales, que se incluyeron en el área de la Cordillera Cantábrica. La muestra de Galicia analizada por Cuesta *et al.* (1991) consistió en 102 tractos intestinales y 127 excrementos de lobos colectados entre 1974 y 1978 (F. Bárcena, com. pers.).

En el presente apartado se compara la dieta actual del lobo en la región (ap. 5.1.1.) con la descrita por Cuesta *et al.* (1991), correspondiente a unos 30 años antes. Por un lado comparamos, para cada alimento, su frecuencia de aparición media entre VDE y CDG, con la frecuencia de aparición en la zona denominada “oeste de Galicia” por Cuesta *et al.* (1991), calculando la frecuencia de aparición media entre las 2 temporadas en las que estos autores habían dividido el año. Por otro lado, comparamos la dieta del lobo en SMC con la descrita en la Cordillera Cantábrica por estos mismos autores. Posteriormente se exponen los cambios experimentados en el hábitat del lobo en Galicia, discutiendo si pueden explicar la evolución de la dieta.

En el oeste de Galicia (VDE y CDG), nuestros resultados indican una gran disminución de la importancia de la carroña en la dieta. Hemos observado una prevalencia media de carroña de 10,74%, alcanzándose el valor máximo en CDG (14,31%: Tabla 28). Según los resultados de Cuesta *et al.* (1991), la carroña formaba el grueso de la dieta (45,3%). Nuestros resultados indican una frecuencia de aparición de cerdo de 7,99% como media y un valor máximo de 13,05% en CDG, cuando antes era considerablemente más frecuente (22,7%). La frecuencia de aparición de gallina o pollo observada fue 0,05%, mientras que antes era 18,8%. En SMC, la prevalencia de carroña es 12,64% (Tabla 28), porcentaje similar al observado por Cuesta *et al.* (1991) en la Cordillera Cantábrica (12,9%). La frecuencia de aparición de cerdo en SMC se ha reducido de 9,4% a 4,43%, mientras que la de gallina ha aumentado de 3,5% a 6,02%.

Nuestros resultados indican una frecuencia de aparición de oveja y cabra en la dieta del oeste de Galicia menor que la citada por Cuesta *et al.* (1991): 3,67% de oveja, como media entre VDE y CDG, frente al 13,6% citado por estos autores; y un 5,71% frente a 13,1% de cabra. En SMC la prevalencia de estas dos especies (4,10% de oveja y 1,65% de cabra: Tabla 28) resultó considerablemente inferior que la citada por Cuesta *et al.* (1991) en la Cordillera Cantábrica (13,6% y 35,4% respectivamente). No obstante, es posible que la alta frecuencia de aparición registrada por estos autores se debiera a un alto consumo de ganado ovicaprino en alguna otra localidad de la Cordillera Cantábrica, ya que en los excrementos, que mayoritariamente procedían del Invernadeiro, la prevalencia de ganado fue 10,3%, mucho menor que la registrada en la muestra de estómagos procedentes de diversas zonas de la Cordillera Cantábrica, Ancares e Invernadeiro.

Las únicas especies que ya eran importantes en la dieta del lobo en los 70 y que aumentaron su importancia fueron vaca y poni salvaje. Hemos observado una frecuencia de aparición de vaca, media entre VDE y CDG, de 21,47%, cuando antes su prevalencia en la dieta a lo largo del año era de 14,90%. En el caso del poni, registramos una frecuencia de aparición de 35,43%, máxima en VDE (37,13%: Tabla 28), mientras que Cuesta *et al.* (1991) mencionan un consumo de 16,35%. En SMC obtuvimos un 0,66% de vaca en la dieta, especie no registrada por Cuesta *et al.* (1991) en la Cordillera Cantábrica. Estos autores observaron cierto consumo de caballo (7,7%) que probablemente se haya realizado en otras localidades, quizás en Asturias, pues en SMC no existían ponis salvajes.

En VDE y CDG hemos observado una baja frecuencia de aparición de perro en la dieta (media = 2,24%: Tabla 28). Sin embargo, en los años 70 era la tercera especie en importancia en la dieta (17,75%), superando incluso al caballo (16,35%) (Cuesta *et al.* 1991). En SMC, también se ha observado una importante reducción en el consumo de perro, que según nuestros resultados es 1,26%, mientras que Cuesta *et al.* (1991) observaron un 15,2% en la Cordillera Cantábrica.

Finalmente, en VDE y CDG hemos observado una frecuencia media de aparición de ungulados silvestres de 12,21%, mientras que Cuesta *et al.* (1991) pusieron de manifiesto que en los años 70 los ungulados silvestres no formaban, en absoluto, parte de la dieta de los lobos en Galicia, excepto en las Sierras Orientales. En SMC, registramos un consumo de ungulados silvestres de 70,28% (Tabla 28), mientras que en la Cordillera Cantábrica en los 70 los ungulados silvestres sumaban sólo un 16,4% (Cuesta *et al.* 1991). No se puede saber exactamente cuál era la prevalencia de estas especies en la dieta de SMC, pues estos autores describen la dieta global en la Cordillera Cantábrica. El hecho de que la frecuencia de ungulados silvestres en los excrementos fuera de un 83,6%, mientras que en los estómagos fue 16,4%, se debió a que la mayoría de los excrementos habían sido colectados en los Montes do Invernadeiro (Cuesta *et al.* 1991). Bárcena (1977) había obtenido un resultado similar (90%), también sobre una muestra de excrementos de esta última localidad. Con lo cual se deduce que el consumo de ungulados silvestres ya era importante en la década de los 70 en los Macizos Centrales Ourensanos. En el resto de Galicia, exceptuando las sierras orientales, los ungulados silvestres escaseaban en el medio (Castroviejo y Cunqueiro 1978, Braza *et al.* 1989, De Castro 2002), no estando presentes en la dieta del lobo. En la actualidad esta situación ha cambiado y nuestros resultados sugieren una importancia creciente de los ungulados silvestres en la dieta del lobo en toda Galicia.

Estos cambios en la dieta del lobo en Galicia son consecuencia de ciertas alteraciones ambientales que ha experimentado el medio gallego durante las últimas décadas: disminución de los censos ganaderos (Tabla 71); cambios en los sistemas de manejo ganadero a consecuencia de la implementación de nuevas normativas; modificaciones en el tratamiento de los despojos y carroñas animales derivados de la aplicación de nuevas normativas profilácticas; fuertes alteraciones en el uso del suelo mayoritariamente como consecuencia de cambios en la situación económico social del campesinado gallego y de las políticas forestales llevadas a cabo.

Tabla 71. Censos ganaderos medios de los periodos 1972-1984 y 2003-2005. Elaboración propia a partir de Centro de Información Estadística de Galicia (1987), Consellería do Medio Rural (2008).

GALICIA	Media 1972-84	Media 2003-05	Diferencia
Bovino	1.055.100	659.908	-37,46%,
Ovino	278.183	286.268	+2,91%,
Caprino	78.500	44.390	-43,45%,
Porcino	1.351.050	1.030.833	-23,70%.

Iglesia (1973) realizó el único censo de los ponis salvajes de Galicia. Comparando con sus datos, referentes a nuestra área de estudio (VDE y CDG), observamos una reducción del 30-38% en los individuos reproductores. En los montes de Cova da Serpe, Campelo, Careón y Corno do Boi, P. Iglesia (1973) estimó una población de 380-500 ponis, mientras que en los años 2003-2007 registramos unos 215, incluyendo los que pastaban en fincas forestales apartadas del eje de la Sierra. En los montes de VDE la reducción no fue tan patente: en el Monte Forgoselo el número actual de ponis es alrededor de 190, ligeramente superior al censado en los años 70 (150), pero en los montes de Caxado y Bostelo, Iglesia (1973) estimó la población en unos 350 ponis, mientras que nosotros la estimamos en unos 211. Esta reducción se debe a: a) los conflictos con los propietarios de tierras, a causa de incursiones en prados, cultivos y repoblaciones forestales, b) los problemas relacionados con accidentes de tráfico cuando, en ocasiones, los ponis atraviesan las carreteras, c) la desaparición de la mayor parte de sus usos tradicionales (ap. 1.4.1.). La reducción en el censo de ponis entre las décadas de 1970 y 2000 no se ha visto acompañada por una reducción similar de su frecuencia en la dieta del lobo sino que, por el contrario, de un aumento. Esto probablemente sea debido a la reducción de la disponibilidad de carroña, como se explica a continuación.

En 1998 se aprobó el Plan de Residuos Sólidos Urbanos de Galicia (Consellería de Medio Ambiente 1998). Hasta entonces, tal como se expone en dicho Plan, el sistema de eliminación de este tipo de residuos consistía en arrojarlos en vertederos municipales, mayoritariamente no vallados, siendo la única precaución alejarlos lo más posible de los núcleos de población. Entonces existían 201 vertederos municipales en Galicia, siendo la producción diaria de basura de 1.219,91 Tm, la gran mayoría accesible para la fauna. El Plan Nacional de Residuos Urbanos (Resolución 13 de enero de 2000, BOE 2-2-200) incluía un subprograma de adecuación, clausura y sellado de vertederos que se completó en 2006, impidiendo la alimentación de los lobos en basureros, que antiguamente era normal (Bárcena 1976, Cuesta *et al.* 1991). La disminución en el consumo de perro que hemos observado podría deberse al hecho de que antes los lobos frecuentaban muladares y basureros, compitiendo más estrechamente con perros por estos recursos y, quizás, estas mayores tasas de encuentro podrían saldarse con que los lobos matasen y devorasen perros.

La clausura de los vertederos no fue la alteración más notable para las disponibilidades tróficas del lobo. En 2000 se detectó en España la Encefalopatía Espongiforme Bovina o enfermedad de las vacas locas, enfermedad del tejido nervioso de los rumiantes, que se vuelve altamente patógena cuando son alimentados con piensos en cuya elaboración se hubiera empleado despojos de animales infectados (Organización Mundial de la Salud 2003). Debido a que se trata de una enfermedad grave, transmisible a los humanos, en el mismo año y como desarrollo de la Decisión de la Comisión 2000/418/CE, fue aprobado el Real Decreto 1911/2000 *por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles* que regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo. Esto supuso que, desde finales de 2000, todos los cadáveres de vacas, ovejas y cabras tuvieran que ser transportados a lugares autorizados para proceder a su destrucción, cuando con anterioridad su abandono en el monte era una práctica habitual.

A finales de 2002, la UE adoptó el Reglamento CE 1774/2002 *por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano* (SANDACH). Reglamento que amplió las obligaciones sobre la eliminación de cadáveres a todos los animales de granja a partir de mayo del 2003. Hasta noviembre de 2003 no se promulgó en España su correspondiente desarrollo (RD 1429/2003). En Galicia, las primeras medidas organizativas al respecto fueron tomadas en 2004 (Decreto 43/2004 y Orden de 23/12/2004), si bien la Orden de 28/02/2001 ya había establecido que los animales muertos en explotaciones porcinas, avícolas, cunícolas, piscícolas y de animales de peletería podrían ser eliminados en fosas en las propias explotaciones o, excepcionalmente, mediante a su inhumación a profundidad suficiente para impedir su acceso a los carnívoros. Esta última normativa no se debía cumplir a rajatabla,

como lo demuestra el consumo por los lobos durante el periodo 2003-2004 de cerdos, gallinas y conejos en las zonas donde existían granjas (ap. 5.1.4.1.). Con anterioridad a 2001 no habían existido limitaciones importantes al respecto.

Con respecto a las carroñas de animales domésticos disponibles para el lobo, esta información se resume en que la eliminación de los cadáveres de rumiantes: vacas, cabras y ovejas, fue obligatoria desde finales de 2000 y del resto desde finales de 2004. La falta de carroñas para los lobos ya debió de ser patente desde 2001. Sin embargo, no fue hasta finales de 2004 cuando se apreció el descenso en el consumo del grupo de especies que en la presente tesis hemos considerado carroñas (ap. 4.4.1.) debido a la obligación de la retirada de aves, cerdos y conejos muertos en granjas establecida por la legislación sobre los SANDACH.

Estas normas sanitarias supusieron el descenso de carroña, que antes constituía una parte importante de la dieta del lobo (Cuesta *et al.* 1991) y que, durante la realización de esta Tesis, dejó de serlo. La presencia de cierto porcentaje de carroñas en la dieta de los lobos en los años posteriores a la implantación de esta normativa (ap. 5.1.4.), posiblemente se deba a animales domésticos para autoconsumo, los cuales no siempre están registrados, y si mueren, o simplemente sus despojos después de la matanza, suelen ser abandonados en el monte y por lo tanto continúan estando disponibles para los lobos. El efecto de la desaparición de las carroñas también afectó a otras especies como el buitre leonado (*Gyps fulvus*), del que se ha documentado un fuerte descenso en los parámetros reproductores (WWF/Adena 2010).

Otro de los cambios que ha tenido lugar durante las últimas décadas fue el considerable aumento de la población y área de distribución en Galicia de los ungulados silvestres: corzo, jabalí y ciervo. En la segunda mitad del siglo XX, diversos trabajos ponen de manifiesto una expansión del corzo en España a partir de núcleos relictos (Aragón *et al.* 1995, Tellería y Virgós 1997, Acevedo *et al.* 2005, Mateos-Quesada 2005), que se puso de manifiesto especialmente en la década de los 90. En 1982 el corzo se distribuía por la mayoría de la provincia de Lugo y el este y sur de la provincia de Ourense (Braza *et al.* 1989), así como por dos pequeños enclaves en el noroeste de la provincia de la Coruña (F. Bárcena, *sin publicar*). En la década de los 90, los trabajos de Aragón *et al.* (1995) y Sociedade Galega de Historia Natural (1995) indica que su área de distribución ocupaba la totalidad de la provincia de Lugo, el 65% de la de Ourense, zonas del interior de la provincia de A Coruña y zonas de las comarcas de Bergantiños y alrededores, así como la mitad norte de la Dorsal Gallega y un 6% de Pontevedra. En CDG los cazadores afirman que el corzo apareció a principios de los 90, autorizándose ya en el año 1999 un corzo por cada 1.000 ha.

También el jabalí sufrió una expansión en toda Europa en la segunda mitad del siglo XX (Sáez-Royuela y Tellería 1986). En Galicia, según Bárcena y Hermida (2003), en la primera mitad del siglo XX su población se distribuía únicamente por algunas áreas de las Sierras Orientales, en la década de 1960 comenzó su recuperación y en la de 1980 se distribuía ya por prácticamente toda Galicia.

El ciervo, que antes ocupaba toda la Península, se extinguió a principios del siglo pasado en prácticamente toda España, pero la posterior política de reintroducciones cinegéticas ha contribuido a que ahora habite en la mayoría de las Sierras de España (Braza *et al.* 1989), incluyendo algunas de Galicia como los Macizos Centrales de Ourense, Ancares y Valle del Eume.

Esta información nos ayuda a entender la evolución que ha experimentado la dieta del lobo, tanto desde que Cuesta *et al.* (1991) realizaron su trabajo, como durante los años en que se colectaron las muestras para la elaboración de esta Tesis.

La reducción de cabra y oveja en la dieta de los lobos probablemente también esté relacionada con las medidas profilácticas implementadas y no simplemente con la aparente disminución del censo (Tabla 71): -7,3% en conjunto, +2,9% ovino y -43,5% caprino. Es probable que gran parte del consumo de estas 2 especies fuera en forma de carroña (ap. 6.1.2.). Como la desaparición de la mayor parte de la carroña de oveja y cabra tuvo lugar en el 2001 y esta Tesis se comenzó en el 2003, no se apreció una evolución reciente de su consumo.

En el caso de vaca, se observó en VDE y CDG un consumo mayor que el registrado por Cuesta *et al.* (1991) en el oeste de Galicia, a pesar de que entre ambos periodos el censo de ganado bovino se redujo un 37,5% (Tabla 72). Esta diferencia que podría deberse a que VDE y CDG están situadas en comarcas de gran vocación ganadera, mientras que en Cuesta *et al.* (1991) la procedencia de la muestra era diversa. Gran parte del porcentaje de vaca obtenido por Cuesta *et al.* (1991) podría proceder de carroña, ya que el censo de vacas en Galicia era entonces mayor que ahora (Tabla 71) y no existía control sobre el abandono de cadáveres en el monte. El incremento en la frecuencia de aparición de vaca en la dieta del lobo entre el trabajo de Cuesta *et al.* (1991) y la presente Tesis, a pesar de la práctica desaparición de la carroña de bovino sugiere un posible aumento de los daños a este ganado, que probablemente esté relacionado con los cambios en los sistemas de manejo. Probablemente, cuando Cuesta *et al.* (1991) realizaron su trabajo, el único ganado vacuno accesible al lobo como presa era el mostrenco. Entonces, en el centro de Galicia existía un gran número de explotaciones familiares con un sistema de manejo tradicional (ap. 1.5.), por lo tanto con ganado no vulnerable a la depredación.

La disminución de la población ocupada en el sector agrario y, por lo tanto, la mano de obra (Pérez 2002), hizo surgir el manejo semiextensivo: rebaños de vacas con sus crías y uno o más toros, que permanecen de modo continuado en los prados (ap. 1.5). Esta nueva forma de manejo, sin duda, aumentó la vulnerabilidad del ganado vacuno frente al lobo.

Tabla 72. Evolución del censo de ganado bovino según su orientación, en las 4 provincias y en el total de Galicia. Elaboración propia a partir de Centro de Información Estadística de Galicia (1987), Consellería do Medio Rural (2003, 2008), IGE (1995).

Año	Orientación	Coruña	Lugo	Ourense	Pontevedra	Galicia	% leche	%carne
1994	Leche	190.975	181.914	12.876	57.768	443.533		
	Carne	46.542	91.186	22.778	9.315	169.821		
	Total	237.517	273.100	35.654	67.083	613.354	72,31	27,69
2000	Leche	178.261	198.961	7.673	47.419	432.314		
	Carne	73.038	116.707	22.239	22.155	234.139		
	Total	251.299	315.668	29.912	69.574	666.453	64,87	35,13
2005	Leche	159.768	163.892	4.186	44.219	372.065		
	Carne	65.672	113.437	20.982	18.529	218.620		
	Total	225.440	277.329	25.168	62.748	590.685	62,99	37,01

En cuanto a los ponis salvajes, la reducción en el censo de ponis entre las décadas de 1970 y 2000 no se ha visto acompañada por una reducción similar de su frecuencia en la dieta del lobo sino que, por el contrario, de un aumento. Este aumento tan acusado en el consumo de ponis salvajes, particularmente en CDG, parece estar relacionado con la escasez de carroña y con la clara preferencia que los lobos exhiben por los ponis (ap. 5.1.7.). En este sector los ungulados silvestres son escasos y los lobos no pueden centrar su alimentación sobre ellos, como en SMC e incluso en VDE.

Así que, hoy en día, en determinadas áreas de Galicia, las únicas fuentes de alimentación relativamente abundante para los lobos son los ponis salvajes y el ganado vacuno semiextensivo. Los daños al ganado vacuno generalmente conllevan problemas con las comunidades rurales y dan lugar al exterminio de los lobos (Young y Goldman 1944). Por eso, en zonas del centro de Galicia con una problemática similar a CDG entendemos que los lobos se están enfrentando a dificultades para obtener alimento, dependiendo su futura supervivencia de la preservación de las manadas de ponis salvajes. En este sentido, el reciente trabajo de Llanea *et al.* (2012) realizado en Galicia, pone de manifiesto que una alta densidad de ponis

salvajes y ungulados silvestres predicen la presencia de lobo y también sugiere que los ponis salvajes son un factor clave para la existencia de lobos en zonas con pocos ungulados silvestres o ganado.

En cuanto a la evolución interanual de la dieta del lobo entre 2003 y 2006 (ap. 5.1.4.), en los excrementos de lobo de los 3 sectores, observamos un aumento de restos de ungulados silvestres y de ponis salvajes, acompañados por una disminución de carroña, coincidiendo en el tiempo con la implementación de medidas profilácticas tras la Encefalopatía Espongiforme Bovina. Nuestros resultados sugieren que los lobos respondieron a esta disminución en la disponibilidad de carroña, aumentando el consumo de ungulados silvestres en todas las zonas y de ponis salvajes en VDE y CDG. Como decimos, en ausencia de carroña de especies domésticas, los ponis son uno de los pocos alimentos disponibles para los lobos en muchas zonas de Galicia.

Hemos analizado la abundancia en el medio de presas silvestres de lobo entre 2003 y 2006: corzo, jabalí, ciervo, tejón y liebre, para evaluar en qué medida los cambios en la dieta en este periodo estuvieron relacionados con la evolución de las disponibilidades tróficas (ap. 5.1.7.). Comparamos anualmente los índices de abundancia y las frecuencias de aparición de cada especie mediante correlaciones no paramétricas. También para cada especie se realizó una regresión entre los valores de índice de abundancia por años y sectores, y su frecuencia de aparición en la dieta. Nuestros resultados indican que las variaciones en el consumo de corzo y jabalí, se realizaron en respuesta a los cambios en sus poblaciones.

La presencia de corzo en la dieta aumentó en todos los sectores como respuesta al aumento de su densidad en el medio, especialmente en CDG y SMC. Esto podría indicar la adaptación a una nueva presa en el centro de Galicia, presa con la que hace menos de 20 años que conviven. En SMC estos resultados sugieren el éxito de su presa tradicional al escasear todos los demás recursos. Ambas circunstancias elevan al corzo a la categoría de especie clave para la conservación del lobo en Galicia.

En SMC el corzo constituye la presa tradicional del lobo (Bárcena 1977). Entre 2003 y 2005 su población experimentó un notable incremento, pero en 2006 disminuyó hasta niveles próximos a los de 2003. En el verano de 2005 un 21% de la superficie del área de estudio se vio arrasada por el fuego, que quemó pinares y matorral, afectando a superficies continuas y extensas que estimamos en unas 5.331 ha (Lagos y Bárcena, *in prep.*). Estos incendios, además de haber supuesto probablemente la muerte directa de una parte importante de la población, redujeron considerablemente las zonas de refugio y de alimentación. Como consecuencia, los

índices de abundancia de corzo experimentaron un notable descenso después de ese verano. Sin embargo, este descenso de la población no supuso un descenso en el consumo de corzo sino que, por el contrario, fue alto en el invierno siguiente al incendio. Es posible que esto tenga que ver con un cambio en la vulnerabilidad de los corzos: el fuego dejó un paisaje carente de refugio, lo que probablemente les habría forzado a desplazarse a nuevas zonas con las que no estarían familiarizados. Estas circunstancias podrían haber aumentado la vulnerabilidad de los corzos, provocando que los lobos depredaran sobre ellos con mayor facilidad.

La correlación entre los índices de abundancia de jabalí y su frecuencia de aparición en la dieta también fue positiva. La frecuencia de jabalí en la dieta en VDE sufrió oscilaciones fuertes, debidas probablemente al escaso tamaño de la muestra (ap. 6.1.3.). En CDG el consumo de jabalí se mantuvo estable a pesar de la disminución de su abundancia. En SMC su importancia en la dieta descendió al igual que su abundancia en el medio; probablemente este descenso del consumo de jabalí también esté relacionado con el aumento de corzo, que parece su presa preferida en SMC (ap. 5.1.7.).

6.1.6. Composición física de los excrementos

Generalmente en los trabajos sobre dieta y comportamiento trófico del lobo se ha prestado poca atención a los materiales que componen los excrementos. La mayor parte de los estudios sobre alimentación de carnívoros han analizado pelos, plumas o huesos contenidos en los excrementos con el objeto de identificar la especie consumida, pero normalmente no aportan información sobre la importancia de cada material y si estos presentan algún patrón estacional. Por otro lado, también existen trabajos de tafonomía centrados en analizar los restos óseos contenidos en los excrementos (Barja y Corona 2007, Esteban Nadal *et al.* 2010), explicando las alteraciones que sufren para así facilitar la distinción, en contextos prehistóricos, entre acumulaciones óseas realizadas por humanos de las realizadas por otros carnívoros. En algunos trabajos sobre la dieta del lobo se ha descrito la presencia de ciertos componentes, como materia vegetal o plantas (Mech 1966, Meriggi *et al.* 1996, Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000, Roque *et al.* 2001, Liu y Jiang 2003, Pezzo *et al.* 2003), restos de frutas (Gutián *et al.* 1979, Cuesta *et al.* 1991, Meriggi *et al.* 1996, Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000), invertebrados (Cuesta *et al.* 1991b, Meriggi *et al.* 1996, Liu y Jiang 2003), materia indiferenciada (Pezzo *et al.* 2003), fragmentos de hueso y materia mineral o tierra (Roque *et al.* 2001).

Podemos distinguir tres grupos principales de materiales en los excrementos de lobo: 1) los que forman parte de la presa consumida, es decir pelo, materia indiferenciada, fragmentos de hueso, pezuñas, piel, plumas, etc.; 2) los que proceden de vegetales ingeridos como alimento (frutas), o con el fin de purgarse (*B. sylvaticum*); 3) materia vegetal y tierra, ambos ingeridos involuntariamente mientras se alimentan de cuerpos que yacen en la vegetación o enterrados.

Los Análisis de Componentes Principales (*ACP*) y Análisis Factorial de Correspondencias (*AFC*) (ap. 5.1.5.) han permitido detectar que ciertos materiales están asociados entre sí y con el consumo de determinadas especies. El *ACP* debe ser interpretado con prudencia, debido al escaso porcentaje de variabilidad que explican los dos primeros factores.

Nuestros resultados (ap. 5.1.5.) indican que pelo es el elemento más característico de los excrementos de lobo, constituyendo el 56,6-41,9% del *PMV* (porcentaje medio de volumen), resultando ser el componente principal ($\geq 50\%$) en un 55% de los excrementos y único componente en un 13%. El porcentaje de volumen de pelo en los excrementos podría estar relacionado con el tamaño de las presas, con la pilosidad de las mismas, con la estación, con la ingesta de despojos animales y con la antigüedad de los propios excrementos. Se espera que cuanto menor sea la presa, los lobos ingieran proporcionalmente mayor cantidad de pelo (Mech 1966, Goszczyński 1974). Si esto fuera así, hubiéramos obtenido un *PMV* de pelo máximo en SMC, pero sin embargo fue en CDG y VDE donde alcanzó valores máximos. Los resultados del Análisis Factorial de Correspondencias (Fig. 56) muestran que puede estar relacionado con presas grandes como *E. ferus* o *B. taurus*. En el caso de los ponis, hemos observado que los lobos ingieren en primer lugar las vísceras o la masa muscular, y lo último que devoran es la piel con el pelo; los excrementos de los primeros alimentos duran poco en el campo, mientras que los de pelo pueden permanecer indefinidamente, así que cuando los lobos se alimentan de ponis es más probable localizar un excremento con pelo. En el caso de las vacas los lobos pudieron haber ingerido únicamente despojos, entre ellos la piel.

El concepto materia indiferenciada se refiere a tejidos digeridos (ap. 4.4.2.), por lo que su presencia en los excrementos está directamente relacionada con el consumo de músculos, grasa o huesos. La materia indiferenciada resultó estar relacionada con el consumo de corzo y jabalí y por ello su importancia es mayor en SMC (ap. 5.1.5., Fig. 56).

Se esperaba que la presencia de fragmentos de huesos estuviese asociada al consumo de mamíferos pequeños como conejo, o de medio tamaño como cabra, oveja o corzo, especialmente juveniles, cuyos huesos pueden ser fragmentados con facilidad y tragados. El

Análisis Factorial de Correspondencias (Fig. 56) indicó que los fragmentos de hueso mayoritariamente se corresponden con el consumo de corzo y jabalí, y probablemente debido al elevado consumo de juveniles de ambas especies.

En cuanto a la estacionalidad de estos elementos de origen animal que aparecen en los excrementos, se observan diferencias entre otoño-invierno y primavera-verano (ap. 5.1.5.). En otoño-invierno se registraron mayores volúmenes de piel, pelo y cartílagos, lo que podría deberse a que durante esta época se alimenten más frecuentemente de presas más grandes, como carroñas de cerdos o cadáveres de ponis adultos (ap. 5.1.3.), y que aprovechen mejor los despojos animales como la piel con pelo. El mayor *PMV* de pelo detectado durante estas estaciones, también se deberá a que el pelaje de invierno es más denso y largo. En primavera-verano, el *PMV* de materia indiferenciada es mayor, así como el de fragmentos de huesos y pezuñas, debido al consumo de juveniles. Son las estaciones con mayor abundancia de recursos tróficos, aunque las carroñas se corrompen con rapidez: las crías de los ungulados silvestres son vulnerables (Mattioli *et al.* 2004), así como los subadultos expulsados del grupo familiar (Meriggi *et al.* 1996); en las zonas de ponis salvajes, los potros también constituyen una importante fuente de alimento para los lobos durante esa época.

La estacionalidad observada en el *PMV* de plumas parece guardar relación con los picos de mortalidad en las granjas, como ya hemos explicado al hablar de la estacionalidad del consumo de gallina (ap. 6.1.4.)

De entre los materiales de origen vegetal que aparecen en los excrementos, distinguimos aquellos que proceden de vegetales ingeridos activamente, bien para alimentarse -frutos-, bien para purgarse -*Brachypodium sylvaticum*-, de los ingeridos accidentalmente cuando se alimentan de cuerpos que yacen en la vegetación o enterrados, del mismo modo que ingieren tierra.

Brachypodium sylvaticum apareció asociado a piel y cartílagos tendones, todos ellos materiales de difícil digestión. Se apreció una cierta correspondencia entre la aparición de *B. sylvaticum* y el consumo de ungulados silvestres (corzo y jabalí) y también con perro y cerdo (Fig. 56). Observamos que entre un 5,47% y un 8,96%, según sector, de los excrementos contenían *B. sylvaticum*. Nuestros resultados indican la ingesta voluntaria de esta planta, debido a que encontramos excrementos (el 2,1% de la muestra) que contenían un volumen de esta gramínea mayor o igual al 50% y en 17 excrementos era su único contenido. Varios autores han puesto de manifiesto que las gramíneas o la hierba son ingeridas voluntariamente por los lobos (Murie 1944, Fritts y Mech 1981, Salvador y Abad 1987, Gade-Jørgensen y Stagegaard 2000). En la Península Ibérica Salvador y Abad (1987) observaron *B. sylvaticum* en el 21,64% de los

excrementos, y Gade-Jørgensen y Stagegaard (2000) encontraron restos de gramíneas en el 27% de los excrementos de abril a octubre, ocupando el 50-100% del volumen del excremento, y Mech (1966) menciona hierba y juncos en un 6% en Minnesota.

El consumo de hierba, o gramíneas como *B. sylvaticum*, es un comportamiento habitual en perros. Sueda *et al.* (2008) observaron que el 79% de los perros estudiados ingerían hierba, y concretamente el 68% lo hacían con frecuencia diaria o semanal. De las explicaciones sugeridas por estos autores para este comportamiento, dos parecen las más probables: 1) los cánidos ingieren plantas no nutritivas para purgarse cuando han comido demasiado o alimentos en mal estado, o 2) ingieren este tipo de plantas para facilitar la expulsión de parásitos intestinales.

La primera explicación parece la más sencilla y probable: los lobos, al igual que otros cánidos ingieren ciertas especies de gramíneas o de vegetales con hojas fibrosas para purgarse y facilitar la digestión de ciertos alimentos. En los Análisis de Componentes Principales observamos cierta asociación con cartílagos y piel, lo que confirma esta hipótesis pues estos materiales son difíciles de digerir.

En cuanto a la segunda hipótesis, Murie (1944) fue el primero en sugerirla tras encontrar excrementos de lobo con hierba y parásitos intestinales. Sueda *et al.* (2008) también adoptaron esta explicación como la más plausible; además en su estudio se ve apoyada porque en perros jóvenes, que son los más parasitados, la ingesta de hierba resultó significativamente mayor que en adultos. En otras especies como el chimpancé oriental (*Pan troglodytes schweinfurthii*), se ha documentado la relación entre el consumo de hojas enteras de determinadas plantas y la expulsión de parásitos (Huffman 1997, Huffman y Caton 2001). También en el caso del oso pardo (*Ursus arctos*) en Alaska se han encontrado excrementos con plantas no digeridas y grandes masas de tenias (*Taenia* sp.). Nosotros en una ocasión encontramos un excremento de lobo en el que había sido expulsada una tenia junto con un 67% de *B. sylvaticum* y un 33% de materia indiferenciada. Las especies de plantas utilizadas por los chimpancés son variadas pero todas tienen en común una superficie foliar pilosa y áspera (Huffman y Caton 2001). Las hojas de *B. sylvaticum* también son muy fibrosas, ásperas y de cierta rigidez.

Balmori *et al.* (2000) encontraron una menor incidencia de las parasitosis en lobos en las zonas de la Península Ibérica donde se alimentan básicamente de ganado, y en general obtuvieron una mayor variedad, intensidad y prevalencia de las parasitosis en los que viven en hábitats con mayor variedad de presas. Esto es lógico, ya que diversos parásitos de los lobos utilizan sus presas como hospedadores intermedios (Mech 1970). El PMV de *B. sylvaticum* fue máximo en SMC, donde tanto la frecuencia de aparición de ungulados silvestres en la dieta del

lobo como el número de especies que componen la dieta son mayores (Tabla 28). En el AFC *B. sylvaticum* parece asociado al consumo de ungulados silvestres. Estos resultados apoyan la teoría de que la ingesta de *B. sylvaticum* pudiera estar asociada a la expulsión de parásitos.

El volumen máximo de *B. sylvaticum* en los excrementos se observó en verano y otoño (ap. 5.1.5.). Su menor presencia en los excrementos de invierno podría estar relacionada con la parada vegetativa estacional. Por otro lado, verano y otoño son las estaciones en las que Segovia *et al.* (2001) registraron una mayor prevalencia de *Uncinaria stenocephala* y *Taenia hydatigena*, que son, según estos autores, las dos especies de parásitos más frecuentes del lobo en el noroeste de España, junto con *Toxocara canis* (Álvarez Mascato 1990).

La aparición de restos de frutos en los excrementos, principalmente uvas, está relacionada como el consumo voluntario estos frutos como alimento. Las uvas presentan una disponibilidad claramente estacional. Gade-Jørgensen y Stagegaard (2000) también pusieron de manifiesto el consumo de arándanos (3% entre mayo y septiembre y 1% el resto del año).

Otros autores también han citado presencia de plantas en los excrementos, pero sin distinguir entre gramíneas y otras plantas ingeridas accidentalmente. Por ejemplo, Sahler *et al.* (2006) citaron plantas en un 74% de los excrementos en Yellowstone, de las que la mayoría eran gramíneas. En otros trabajos se aporta la frecuencia de aparición del conjunto de fruta y hierba: Vos (2000) detectó fruta o hierba en el 60,9-89,1% de los excrementos colectados en Portugal.

Otro tipo de materia vegetal como trozos de helechos, ramitas de brezos o tojos, hojas, acículas, etc. consideramos que son ingeridos accidentalmente, como también indicaron Llanea *et al.* (1996). Hemos incluido este tipo de materiales en la categoría “materia vegetal”. El ACP indicó que tierra y materia vegetal aparecieron asociadas en los excrementos (ap. 5.1.5. Fig. 54), lo que indica que estos materiales son ingeridos accidentalmente al consumir alimentos enterrados por los mismos lobos, o cadáveres de animales que mueren en las casas y probablemente son enterrados por sus propietarios en el monte.

La aparición de tierra en los excrementos podría ser un indicador del hábito de los lobos de almacenar comida enterrándola. Sin embargo, los AFC muestran correspondencia entre tierra y el consumo de perro y cerdo (Fig. 56), mientras que si toda la tierra procediese de la acción de los lobos, aparecería también asociada a otros alimentos, particularmente a las presas de gran volumen. Esto no es así, por lo que, lo más probable, es que los lobos hayan accedido a parte de la carroña una vez enterrada. Teniendo en cuenta que el cerdo sólo puede ser

consumido como carroña, ya que no es accesible como presa (ap. 4.4.1.), se podría deducir que gran parte de los perros incluidos en la dieta del lobo, posiblemente también fueron consumidos en forma de carroña. Tanto cerdos como perros, con más frecuencia los primeros, se mueren en las casas de labor y generalmente son enterrados en el monte por sus dueños.

El comportamiento de los cánidos de almacenar restos de presas bajo tierra está bien documentado (Macdonald 1976, Scott y Shackleton 1980, Smith y Reichman 1984, Vander Wall 1990) y ha sido descrito con detalle para lobos en cautividad por Phillips *et al.* (1990). Según MacDonald (1976), de esta forma se limita la actividad de los microbios aerobios y la presa se mantiene protegida de otros carnívoros competidores y de insectos necrófagos. Ante el exceso de alimento que pueda resultar tras abatir una presa o localizar un cadáver, los lobos, en primer lugar, realizan una fuerte ingesta para asegurarse una mayor porción del cadáver y, si abandonan la presa, en segundo lugar entierran trozos que transportan en las mandíbulas (Fig. 109) o que tragan, para regurgitarlo posteriormente en un agujero somero que cavan con las patas delanteras (Vander Wall 1990).



Fig. 109. Lobo huyendo de un muladar con una pata delantera de cerdo en la boca. Cova da Serpe, 13 de noviembre de 2007. Fotografía: F. Bárcena.

Si la causa de aparición de tierra en los excrementos estuviese relacionada con este comportamiento, la presencia de tierra y materia vegetal en los mismos debiera ser máxima en el sector donde los lobos realicen esta práctica con mayor frecuencia. Según Smith y Reichman (1984), las condiciones ambientales que predisponen a estos animales a enterrar o almacenar comida son: evitar competidores, el tamaño de las especies presa y la existencia de una disponibilidad de alimento variable en determinadas zonas. En SMC se detectó un volumen significativamente menor de tierra y materia vegetal en los excrementos, lo que podría explicarse por el menor tamaño de sus presas habituales, disponibilidad de alimento más regular y mayor tranquilidad en el hábitat de los lobos: densidad de población humana menor y núcleos de población más alejados entre sí, con lo que los lobos sufren menor competencia con perros y tienen menor probabilidad de encuentro con los humanos. En VDE y CDG la presencia de cadáveres de grandes herbívoros: ponis y ocasionalmente vacas, es relativamente frecuente pero aleatoria, simultáneamente perros y humanos frecuentan los territorios de los lobos, por lo que es posible que éstos con mayor frecuencia entierren parte de su botín. Sin embargo, en la gráfica del *AFC* se observa que la materia vegetal y la tierra se encuentran próximas a cerdo y perro (carroñas) (Fig. 56), lo que más bien sugiere el consumo de animales domésticos muertos enterrados por sus propietarios, en lugar de consumo de restos de presas o carroñas enterradas por los propios lobos.

6.1.7. Implicaciones para la gestión del lobo y su hábitat

El mantenimiento de las poblaciones de lobo en los ecosistemas naturales de Galicia, pasa por mantener su hábitat en condiciones que les proporcione alimento, minimizando simultáneamente conflictos con las poblaciones humanas locales.

En los 3 sectores de Galicia en los que hemos trabajado, los lobos se alimentan mayoritariamente de grandes ungulados: crías de ponis salvajes y vacas en el centro de Galicia, y corzo y jabalí en los Macizos Centrales Orensanos. La carroña, básicamente despojos de granjas de cerdos, aves y conejos, constituye asimismo un recurso alimentario importante para los lobos, aunque su importancia ha disminuido radicalmente durante la última década. Es difícil precisar la importancia de la carroña en la dieta de los lobos, ya que en ocasiones localizan muertas a sus presas, por lo que el consumo aportado se considera mínimo. Las vacas extensivas y los ponis salvajes que mueren en el monte, son también consumidos como carroña por los lobos.

En el centro de Galicia, los ponis salvajes constituyen la especie que aparece con más frecuencia en los excrementos de lobo (37-34%), por lo que resulta clave para su supervivencia. Los lobos depredan sobre los potros principalmente en verano, alimentándose también de animales adultos que mueren en el monte durante todo el año, especialmente en invierno. Por ello, en las zonas donde ambas especies conviven, resulta esencial la conservación y la potenciación de las manadas de ponis salvajes.

Dada la preferencia que parecen mostrar los lobos por el consumo de corzo, frente a otras especies de las denominadas “de caza mayor”, los esfuerzos de gestión de las poblaciones cinegéticas deberían perseguir un aumento de las densidades de población de corzo, con el objetivo de minimizar los ataques al ganado.

La vaca tiene una presencia considerable en la dieta del lobo de VDE y CDS. Nuestros resultados y las observaciones de campo indican que una gran parte de la biomasa consumida de esta especie, así como cabras y ovejas, proviene del aprovechamiento de carroñas. Por otro lado, el estudio de los daños a la ganadería vacuna semiextensiva (ap. 5.3.2-3.) nos ha permitido confirmar que también existe un problema de depredación sobre los terneros, aunque no toda la mortalidad atribuida a los lobos es causada por depredación, ya que una parte importante es neonatal y otra accidental (ap. 6.3.5.). La depredación sobre el ganado supone un perjuicio económico importante que inevitablemente suele ir asociada con la persecución de los lobos en la zona donde se producen los daños. Por lo tanto, es importante mejorar las condiciones de hábitat para que los lobos no se vean obligados a depredar sobre el ganado, así como favorecer la adopción de medidas para proteger al ganado de la acción depredadora. En ocasiones estas medidas de protección pudieran requerir de una cierta inversión económica, lo que podría suponer un agravio comparativo entre ganaderos que viven en zonas loberas y los que no, que quizás se debieran compensar con ayudas positivas, en lugar de las negativas o de pago de daños. Además, se debe tener en cuenta que, la mera compensación económica de las bajas, no suele satisfacer plenamente al ganadero, ya que generalmente suele aducir otros daños de difícil cuantificación y que no les son compensados, como: el estrés padecido por la madre o el rebaño en general, los trastornos administrativos que le ocasiona la baja, la eliminación de los despojos, el cariño hacia determinado animal, etc.

6.2. Ecología de los ponis salvajes y la depredación por lobo

6.2.1. Ecología reproductora de los ponis salvajes

6.2.1.1. Tasa de partos de las yeguas

Las tasas reproductoras medias obtenidas para yeguas ≥ 3 años en el presente trabajo: 67% en total, 71% en Campelo y 60% en Uceira (ap. 5.2.1.1), se sitúan entre las más altas citadas para caballos salvajes. Las tasas más altas se registraron en: Kaimanawa 68-75% (Cameron *et al.* 2003); Isla de Cumberland $61 \pm 1,8\%$ (Goodloe *et al.* 2000); Isla de Assateague $57,1 \pm 3,9\%$ en el norte y $74,4 \pm 2,4\%$ en Chincoteague National Wildlife Refuge, en el sur de la misma isla (Keiper y Houpt 1984). Las más bajas citadas han sido: 26-50% en el sur del Great Basin (Greger y Romney 1999); 36-59% en Montana (Garrott y Taylor 1990); 45% en las Montañas Pryor (Feist y McCullough 1975). Otros autores han obtenido tasas reproductoras también bajas, pero incluyendo yeguas más jóvenes (Siniff *et al.* 1986, Linklater *et al.* 2004). Boyd y Keiper (2005) mencionan que no es común que las yeguas salvajes paran antes de los 3 años y Kirkpatrick y Turner (1986) lo confirman en su revisión sobre la biología reproductora de los caballos salvajes de Norte América.

La tasa de partos de los caballos de Przewalski en Hustai (Mongolia) es 70% en yeguas >4 años (Bandi y Usukhjargal 2012), lo que podría estar relacionado con el manejo tan intensivo que se realiza para conseguir que esta población reintroducida prospere. En lo que se refiere a otros équidos salvajes, sus tasas de parto suelen ser más bajas: 32% en la cebr de montaña *Equus zebra* (Penzhorn 1985) y 32% en el asno salvaje asiático (Feh *et al.* 2001). Tan bajas tasas pueden ser explicadas por la dureza de los hábitats de estas especies, pero también podrían estar relacionadas con la edad a la que paren por primera vez. Esta edad es de 3-4 años en los asnos salvajes asiáticos (Feh *et al.* 2001) y de 5-6 años en las cebras de montaña (Penzhorn 1985); si en el cálculo de sus tasas de parto se incluyen hembras más jóvenes se reduce el valor de las mismas.

De acuerdo con Sinclair (1989), la causa principal de regulación en las poblaciones de grandes mamíferos terrestres es la disponibilidad de alimento, siendo los cambios en la fertilidad una de las formas de regulación. Keiper y Houpt (1984) sugirieron que la fertilidad de las yeguas aumenta cuando los potros son retirados, porque así éstas sufren un menor estrés fisiológico. Esto explicaría las altas tasas reproductoras en el Refugio Nacional de Vida Salvaje de Chincoteague, en el sur de la Isla de Assateague ($74,4 \pm 2,4\%$; Keiper y Houpt

1984), o en poblaciones sometidas a alto nivel de depredación. En nuestro caso el nivel de depredación es alto y hemos observado que muchas yeguas destetan a sus potros antes del siguiente parto, lo cual no es habitual en caballos (Crowell-Davis y Weeks 2005), y que también implica un menor estrés fisiológico aunque el potro permanezca todo el año con la yegua. En Galicia, algunos propietarios de ponis salvajes están convencidos de que dejar los potros todo el año con su madre afecta negativamente a la salud de la yegua y a su probabilidad de parto en los años siguientes. Entre 2006 y 2008 en Campelo apenas se retiraron potros con el objeto de estudiar su mortalidad durante un periodo de tres años consecutivos, dejando-evolucionar la población de forma natural (ap. 4.1.2.). De esta forma, se presentó una buena oportunidad para comprobar si las tasas de partos se veían afectadas en la forma descrita por Keiper y Houpt (1984).

La manera en la que actuaría esta regulación sobre la fertilidad no está muy clara (Kirkpatrick y Turner 1986, Monard *et al.* 1997, Cameron *et al.* 1999). Es lógico pensar que las yeguas que no paren un año o que pierden su potro pronto, llegan al siguiente periodo reproductor en mejor forma física que aquellas que permanecen con su potro todo el año, así será más fácil que entren en celo y que empreñen. De esta forma, el efecto de la retirada de los potros o de la depredación se haría evidente después de 2 años. Pero Kirkpatrick y Turner (1986) explican que, aunque no hay evidencias científicas, el estrés fisiológico creado por amamantar a una cría provoca la pérdida del embrión en los inviernos severos. Según esto, la regulación de la población se produciría por medio de abortos y tendría efecto en la tasa de partos de la temporada reproductora siguiente. En nuestro trabajo no hemos podido registrar esta clase de abortos, puesto que no utilizamos metodologías específicas para determinar la preñez en cualquier momento de ciclo (Kirkpatrick *et al.* 1993). Sin embargo, nuestros análisis estadísticos sugieren que el hecho de que las yeguas permanecieran con el potro durante todo el año, no afectaba a la probabilidad de partos al año siguiente (ap. 5.2.1.), sucediendo que un elevado porcentaje de las yeguas (81%) que había permanecido con el potro durante todo el año parió al año siguiente. Por lo tanto, nuestros resultados no sostienen las hipótesis de Keiper y Houpt (1984) ni de Kirkpatrick y Turner (1986). Al contrario, el análisis de la influencia del parto y la supervivencia del potro en los partos del año siguiente y de 2 años después, indicó que de las yeguas cuyos potros habían permanecido con su madre durante todo el año presentaron mayores tasas de partos. Cameron *et al.* (2003) observaron que en la población no manejada de Kaimanawa, las yeguas que perdían sus potros en los primeros 4 meses de vida tenían más probabilidades de parir al año siguiente, que aquellas otras que lo conservaban durante todo el año y que las que no habían parido ese año; nuestros resultados tampoco corroboran los de estos autores.

Esta ausencia de costes de la gestación y lactancia de una cría en la reproducción futura también ha sido descrita para los renos en Finlandia (Weladji *et al.* 2008); y atribuida por estos autores a lo que denominan la calidad individual de las hembras reproductoras. Tanto al analizar el efecto de la permanencia junto a la madre del potro del año anterior, o de 2 años antes, en la probabilidad de partos, se obtuvieron las menores tasas de partos en las yeguas que no habían parido. Esto puede indicar que existe una pequeña parte de la población que pare con escasa frecuencia, quizás por su menor adaptación al hábitat. Concretamente un 29% de las yeguas parieron ≤ 1 vez en 3 años (Tabla 60; ap. 5.2.4.). Pero en la población también existe una gran proporción de yeguas capaces de parir todos los años, o de *restrebar* como se dice en Galicia (Iglesia 1973), sin ver afectada su forma física significativamente.

El efecto de disminución de la tasa reproductora destacado por varios autores (Keiper y Houpt 1984, Kirkpatrick y Turner 1986), así como por los *besteiros*, es posible que tenga importancia cuando la población está formada por gran cantidad de yeguas escasamente adaptadas al hábitat por ser de procedencia doméstica o de cruces. Por lo menos en la población estudiada de la Dorsal Gallega, el hecho de que los potros permanezcan todo el año con sus madres no influyó en las posteriores tasas reproductoras, lo que podría deberse a la pureza de esta población de ponis salvajes.

En Galicia no existía ningún estudio previo sobre la reproducción de los ponis salvajes y sus tasas reproductoras se conocían únicamente de forma aproximada. Según Sánchez García *et al.* (1996) la fertilidad generalmente no supera el 50% y, en el oeste de Galicia, no llega al 23%, lo cual atribuyen a la pobreza de los pastos de esta zona. Sin embargo, de Lombera (2003), en su trabajo sobre el ganado bravo de los montes del norte de la provincia de Lugo, expone que normalmente suelen tener cría el 60-70% de las yeguas, rango similar al obtenido por nosotros. Sánchez García *et al.* (1996) mencionan que los *besteiros* consideran normal que las yeguas paren un año de cada dos. Sin embargo, en la Dorsal Gallega, así como en otros puntos de Galicia, está extendida la creencia de que las yeguas paren todos los años y que, las que no van acompañadas de su potro, es debido a que se lo han comido los lobos. Durante la realización de nuestro trabajo, pudimos comprobar que el 42% de las yeguas parió todos los años (Tabla 60).

La tasa reproductora de las yeguas de Campelo (71%) fue ligeramente superior a la de las yeguas de Uceira (60%), aunque las diferencias no fueron significativas (ap. 5.2.1.1.). Las variaciones ecológicas de ambas fincas en cuanto a la calidad del pasto, posiblemente peor en Uceira debido a la extensa cobertura arbórea y a una mayor pobreza del suelo, podrían estar marcando estas diferencias. Keiper y Houpt (1984), así como Siniff *et al.* (1986) también relacionaron las menores tasas reproductoras con una peor calidad del pasto. El mayor número

de yeguas por garañón también puede haber influido en la menor tasa reproductora de Uceira. Cameron *et al.* (2003) no obtuvieron diferencias significativas en las tasas reproductoras de manadas con diferente proporción de yeguas por macho, pero éstas siempre estaban formadas por 11 yeguas o menos y 1-4 machos; mientras que Rho *et al.* (2004) sugirió que un número alto de yeguas por macho causaba bajas tasas reproductoras en el poni de Jeju. Es de señalar que todos los potros nacidos en Uceira fueron retirados anualmente, mientras que en Campelo el 33% permanecieron con sus madres, pues no fueron retirados ni murieron.

6.2.1.2. Razón de sexos al nacer

La razón media de sexos de los potros al nacer fue 1,08 machos por hembra (ap. 5.2.1.2.), resultando próxima a la paridad y similar a la de otras poblaciones de caballos salvajes (Tabla 73). Como se observa en la tabla 73, los trabajos realizados en el Granite Range, en el Gran Cañón, en las Montañas Pryor y en la Isla de Assateague mostraron una razón de sexos al nacer >10% en machos que en hembras, pero aún así no estadísticamente distinta de 1:1. En las poblaciones de caballos salvajes revisadas, por lo general se aprecia un número de machos ligeramente superior al de hembras al nacer, pero entre los adultos la razón de sexos se inclina hacia las hembras, excepto la citada por D. Waslh y por Scorolli y López Cazorla (2010).

Tabla 73. Revisión de la razón de sexos (número de machos por hembra) al nacer y de adultos para distintas poblaciones de caballos salvajes no manejadas.

Localidad	Razón de sexos		Referencia
	Al nacer	En adultos	
Granite Range, Nevada, EEUU	1,30	0,76 ^a	Berger (1986)
Gran Cañón, Arizona, EEUU	1,22	0,79 ^a	J. Berger en Berger (1983)
Montañas Prior, Montana, EEUU	1,19	0,99 ^b	Feist y Mccullough (1975)
Granite Range, Nevada, EEUU	1,11	0,64 ^c	Berger (1983)
Centro de la Dorsal Gallega, España	1,08	0,10^a, 0,25^d	Presente trabajo
MPWHT, Nevada - California, EEUU	1,08		Turner <i>et al.</i> 1992
Kaimanawa, Nueva Zelanda	1,04		Cameron <i>et al.</i> (1999)
Camargue, Francia	1,03		Monard <i>et al.</i> (1997)
Kaimanawa, Nueva Zelanda	1,00	0,92 ^d	Linklater <i>et al.</i> (2004)
Isla Sable, Canadá	0,97	1,32	D.A. Welsh en Berger (1983)
Parque Nacional de Tornquist, Argentina	0,80	1,00	Scorolli y López Cazorla 2010

^a Considerando como adultos los animales ≥ 2 años; ^b > 3 años; ^c los que se dispersan de su manada natal y en el caso de las hembras también las que son cubiertas con éxito; ^d ≥ 1 año. De los demás no tenemos información sobre las edades de los ponis sobre los que calculan el sex ratio en adultos.

En la población de ponis salvajes del Centro de la Dorsal Gallega la razón de sexos de los adultos se mantiene de forma artificial entre un 5-9% de machos (ap. 4.1.2.). Generalmente, la mayor parte de los potros se retiran a finales de verano o principios de otoño (ap. 4.1.2.), especialmente los machos, y solo se deja alguna potra cuando se pretende aumentar la manada o reemplazar yeguas que han muerto. Los *besteiros* suelen tener unos índices que consideran óptimos en cuanto al número de yeguas por semental que van desde 15-20 (6,7-5,0% de machos) hasta 50-60 yeguas por semental (2,0-1,7% de machos) (Iglesia 1973). Al finalizar nuestro trabajo de campo (diciembre de 2008) el sex ratio de la población de Campelo era de 0,30 machos por hembra (23% de machos), incluidos potros, o de 0,10 en ponis ≥ 2 años (9% de machos).

Las variaciones experimentadas a lo largo de los años en la razón de sexos no resultaron significativas en ninguno de los montes en los que estudiamos los ponis, aunque en Campelo en 2008 descendió a 0,88 machos por hembra. Asimismo, la razón de sexos en Uceira resultó más sesgada hacia las hembras, aunque tampoco observamos diferencias estadísticas entre montes. Es posible que algunas de estas diferencias hubieran resultado significativas de contar con una muestra todavía mayor. Cameron *et al.* (1999) obtuvieron que la condición física de la madre en el momento de la concepción predecía de forma significativa el sexo de las crías, de forma que las yeguas en peores condiciones parían hembras al año siguiente. También Monard *et al.* (1997) pusieron de manifiesto que las yeguas tenían menor probabilidad de parir un macho al año siguiente de uno pobre y esta probabilidad todavía disminuía más si la cría anterior había sido macho. Ambos estudios coinciden en que la condición física de la yegua en el momento de la concepción predice de forma significativa el sexo del potro, con lo que los factores ambientales y la disponibilidad de recursos tendrían influencia en la razón de sexos. Esto supondría que la misma razón que pudo haber influido en la menor tasa reproductora de las yeguas de Uceira, debida a la peor calidad del hábitat con respecto a Campelo, también podría condicionar la razón de sexos más sesgada hacia las hembras de Uceira. Y también podría estar relacionado con la escasa proporción de machos nacidos en 2008 en Campelo (0,88): el año anterior habían nacido un 54% más de machos que de hembras (sex ratio = 1,54: Tabla 41). Todo parece indicar que la condición física de las yeguas se vea más mermada por criar machos que hembras, disminuyendo así su probabilidad de concebir nuevamente machos al año siguiente, aspecto que se podría analizar para futuros trabajos.

En las especies en las que uno de los sexos posee un éxito reproductivo más variable que el otro, como sucede con los machos de las especies poligínicas, las madres en buenas condiciones tienen mayor probabilidad de transmitir sus genes a las siguientes generaciones si

paren machos, mientras que las madres en peores condiciones conseguirán transmitir más genes si paren individuos del sexo que posee una reproducción más estable, es decir hembras. Esto es lo que se conoce como la teoría de Trivers y Willard (1973). En otras palabras: los machos pueden transmitir una mayor cantidad de sus genes a las siguientes generaciones, ya que pueden llegar a cubrir a muchas yeguas (Lloyd y Rasa 1989), pero a su vez, en poblaciones no manejadas, un macho sólo logrará tener un harén y reproducirse, cuando sea más fuerte que los demás. Así que, el éxito reproductivo de las yeguas que paren machos, sólo puede ser más alto con respecto a las que paren hembras, si están en buenas condiciones físicas para criar machos fuertes, que pudieran llegar a ser garañones.

Clutton-Brock (1991) sugiere que la explicación más probable para este ajuste en el sex ratio según la condición física de la madre, es la mayor mortalidad en fetos machos cuando existe estrés ambiental. Monard *et al.* (1997) opinan que el efecto de la condición física de las yeguas sobre la razón de sexos probablemente se traduzca en una mayor mortalidad de los machos después de la concepción, es decir, mediante abortos durante la gestación o reabsorción selectiva de embriones (ajuste post-cigótico). Según esto, si la yegua está en mal estado no soporta el coste energético de gestar un macho, produciéndose abortos con más frecuencia que si estuviesen preñadas de hembras. Aunque estos autores también dejan la puerta abierta a la existencia de un ajuste maternal en el momento de la concepción, mediante distinta mortalidad de los espermatozoides que portan cromosomas X o Y dependiendo del estado fisiológico del útero (ajuste pre-cigótico). Cameron *et al.* (1999), por su parte, expusieron que parece poco probable que el ajuste se produzca mediante abortos, ya que el estado físico en la mitad de la gestación no influyó en la razón de sexos ni en la mortalidad neonatal; estos autores apoyan la hipótesis de una concepción diferencial de machos y hembras. Esta última hipótesis se ajusta mucho más a nuestras observaciones, ya que no registramos abortos en el seguimiento que hicimos de las yeguas preñadas.

6.2.1.3. Color de la capa al nacer

La capa más frecuente en los potros al nacer fue la castaña, incluyendo castaña oscura, (55%), seguida por la alazana y tostada (33%), que prácticamente triplicó el porcentaje de potros negros y grises (12%) (ap. 5.2.1.3.). Ciertas capas cambian de color con la edad: los potros grises se transforman en negros y un potro ruano, englobado dentro de los alazanes y tostados, lo hizo en tordo. Como se describe para los ponis gallegos, la capa predominante es la castaña (Iglesia 1973). La siguiente capa en orden de frecuencia de aparición, después de la castaña, es la alazana y tostada, al contrario de lo recogido por Fernández *et al.* (2001), que

indican que la capa es siempre negra o castaña. Los potros nacidos entre 2006 y 2008 mostraron una mayor prevalencia de las capas alazana y tostada (33%) que la existente en la población adulta (17%). La capa de los potros no debe ser considerado un carácter étnico de importancia (Iglesia 1973), ya que, en gran medida está determinada por los gustos de los *besteiros* por mantener sementales de características determinadas para obtener proles semejantes. En efecto, en Campelo se ha podido observar como el cambio de un garañón castaño por otro alazán, aumentó considerablemente la proporción de potros alazanes y tostados. Esto es consecuencia de que el color de la capa se debe a la combinación de un escaso número de genes, por lo que en pocas generaciones es posible derivar el color de la capa de una población (Iglesia 1973). En el caso de los ponis salvajes, no es sólo la selección artificial por parte los *besteiros* la que actúa, puesto que son animales salvajes sometidos también a selección natural. En la proporción de capas al nacer puede influir el *besteiro*, pero la depredación por lobo y otros factores ambientales podrían estar seleccionando una determinada capa. Este tema lo trataremos de nuevo al discutir sobre la influencia del color de la capa en la supervivencia de los potros (ap. 6.2.3.1.).

6.2.1.4. Fenología de los partos

Los estudios llevados a cabo sobre la reproducción de los caballos salvajes indican el carácter marcadamente estacional de los partos (Kirkpatrick y Turner 1986, Boyd y Keiper 2005). Los resultados de este trabajo también lo confirman, ya que el 97% de los potros nació entre los meses de abril a junio (ap. 5.2.1.4.). Esta estacionalidad resultó más acusada que la indicada para otras poblaciones de caballos salvajes o en semilibertad (Tabla 74), aunque prácticamente coincide con la de los ponis de New Forest, en el sur de Inglaterra, donde el 96% de los partos sucede asimismo entre abril y junio (Tyler 1972).

Se registraron nacimientos durante 7 meses del año, lo cual se encuentra en el extremo inferior del número de meses con partos observado en otras poblaciones (Tabla 74). El número de meses en los que se produjeron partos de los ponis de New Forest (Tyler 1972) y Asseateague Island (Keiper y Houpt 1984) fueron asimismo de 7 meses. En Prior Mountains, Feist y Mccullough (1975) observaron partos sólo durante un periodo de 3 meses, entre abril y junio, pero el periodo de estudio se limitó a 6 meses, lo que sin duda ha influido en los resultados, por eso este trabajo no fue incluido en el cuadro comparativo. En las demás poblaciones se observaron partos en más de 7 meses al año, lo cual posiblemente esté influido también en cierta manera por el periodo de estudio.

Tabla 74. Fenología de los partos de los ponis de la Dorsal Gallega comparada con la de otras poblaciones de caballos salvajes. Se incluye la latitud de cada una de las localidades. Los meses en los que se produjeron partos están sombreados, en gris oscuro los meses con $\geq 10\%$ de los partos, y se detalla el porcentaje de partos entre abril y junio.

Zona\Mes	En	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ag	Sept	Oct	Nov	Dic
Centro Dorsal Gallega 43°N (n = 139, 3 años)					97%							
New Forest 50°N (Tyler 1972) (n = 294, 3 años)					96%							
Assateague Island 38°N (Keiper y Houpt 1984) (n = 86)					87%							
Great Basin 45°N (Berger 1986) (n = 95, 4 años)					85%							
Islandia 65°N (Dýrmundsson 1994) (n = 151; 20 años)					79%							
Sable Island 43°N (D. A. Welsh 1975 en Keiper y Houpt 1984)					77%							

Según Berger (1986), las variaciones en la época de partos dependen de factores como el fotoperiodo, el estado nutricional de las yeguas, la presión depredatoria y la fenología de la vegetación, además de la historia reproductora de cada yegua. El clima determina en gran medida la estacionalidad de la reproducción en los ungulados por su efecto en la fenología de la vegetación (Rutberg 1987), siendo aquellos que habitan en áreas tropicales y subtropicales los que poseen periodos de partos más amplios que los que viven en áreas templadas y frías, donde la estacionalidad es más marcada. Cabría esperar que, en regiones más meridionales o de clima suavizado por el efecto de los océanos, los periodos de partos fueran más largos con respecto a las regiones de mayores latitudes o continentalidad. En efecto, en Sable Island e incluso en Islandia, a pesar de su alta latitud fue donde los nacimientos de los ponis tuvieron lugar más repartidos; por contra en Assateague Island que es la de clima más suave en relación a las anteriores, paradójicamente se observó una mayor concentración de los partos (Tabla 72). En la Dorsal Gallega a pesar de su baja latitud los partos se produjeron en menos meses y más concentrados que en áreas de clima continental y latitudes de 45°N como Granite Range, que es de todas las citadas la que probablemente cuente con una climatología más extrema (Berger 1986). En cuanto a la similitud, con respecto a la duración de la paridera de nuestros ponis y los de New Forest, pese a que este parque nacional británico esté situado a mayor latitud, el origen común de ambas poblaciones sugerido por Bárcena (2012) y apoyado por trabajos genéticos (Royo *et al.* 2005, Warmuth *et al.* 2011) puede explicar satisfactoriamente esta similitud. Estas diferencias en la duración de parideras en distintas poblaciones pudiera estar relacionada con

que los de paridera larga son caballos asilvestrados y los de paridera corta son, según Bárcena (2012), garranos.

El periodo de partos se consideró como el número de días en el que nacieron el 80% de los potros (Rutberg 1987) y resultó ser de 54 días (ap. 5.2.1.4. Tabla 42). El clima posee una gran influencia en la determinación de la longitud de la paridera de los herbívoros (Rutberg 1987). Pero el grado de sincronización reproductora de una población puede explicarse también como estrategia para reducir la depredación sobre las crías (Estes 1976, Rutberg 1987). Rutberg (1987) puso de manifiesto, tanto el efecto de la estacionalidad del clima en la sincronización reproductora, como el efecto de la depredación, al observar que los ungulados en los que las crías son precoces y siguen a sus madres, denominados *followers*, poseen épocas de parto más cortas independientemente de la estacionalidad del clima. Un ejemplo claro de que la sincronización reproductora constituye una eficaz estrategia antidepredatoria lo encontramos en el ñu azul (*Connochaetes taurinus*) (Estes 1976). Teniendo en cuenta que el poni es una especie con crías precoces, que siguen a su madre nada más nacer, su sincronización reproductora probablemente esté condicionada por la presión depredatoria que ejercen los lobos. Esto podría explicar la alta concentración de partos que hemos registrado en comparación con otras poblaciones (Tabla 74), especialmente en comparación con poblaciones situadas en zonas de clima mucho más duro (Berger 1986). Debido a que no hemos encontrado información en la literatura sobre el periodo de partos, o número de días consecutivos que concentra el 80% de los nacimientos referente a caballos salvajes, comparamos el observado en la Dorsal Gallega (54 días) con el de otras especies de ungulados silvestres *followers* revisados por Rutberg (1987): 11 días para el caribú en el noroeste de Alaska, 16 para el carnero de Dall (*Ovis dalli*) en el Yukon, 23 para el bisonte en Montana y 34 para el alce en Noruega. Teniendo presente que las latitudes de esas localidades son más altas que la nuestra, lo que condiciona la existencia de una corta estación de desarrollo vegetal, esta comparación permite percatarnos de la considerable sincronización de los partos en los ponis salvajes de la Dorsal Gallega.

Como se desprende de nuestros resultados y de la literatura, en los ponis salvajes la mayoría de los partos se concentra durante la primavera, pero algunas yeguas pueden parir fuera de esta época. En algunas razas de caballos domésticos la inactividad ovárica en invierno es más patente que en otras; asimismo, dentro de una raza puede haber individuos que presenten con más frecuencia ovulaciones en invierno (Palmer 1978). Plotka *et al.* (1989), trabajando con yeguas asilvestradas mantenidas en cautividad, confirmaron la estacionalidad de los estros, aunque observaron que, después del primer año, cuando llevaban tiempo con un aporte de alimento constante y elevado, un pequeño porcentaje de yeguas experimentó ovulaciones a lo largo de todo el año. En los caballos domésticos, la alteración de factores que influyen en el

inicio de la época reproductora, como el aporte de alimento, y el fotoperiodo, permiten la existencia de épocas de partos más amplias (Palmer 1978, Carnevale *et al.* 1997). También Dýrmundsson (1994) asoció el hecho de que ciertos caballos criaran fuera de temporada con un buen estado nutricional, puesto que varias de las yeguas que parieron en invierno habían recibido alimentación suplementaria o habían sido mantenidas en establos. Al igual que Kirkpatrick y Turner (1986), pensamos que los ponis salvajes con una larga historia de adaptación a un determinado hábitat y a una disponibilidad de alimento marcada por el clima y las estaciones, la selección natural puede haber favorecido una reproducción estacional que limite los nacimientos de los potros al periodo más favorable para su supervivencia. Como hemos explicado en la introducción (ap. 1.4.1.), los ponis salvajes de Galicia forman una verdadera población salvaje que desde el pleistoceno ha sobrevivido hasta nuestros días, lo que sin duda explica su completa adaptación al hábitat y la alta estacionalidad de los partos que presenta.

El pico de nacimientos en el Centro de la Dorsal Gallega tiene lugar en el mes de mayo, al igual que en otras poblaciones de caballos salvajes como la de Pryor Mountains (Feist y Mccullough 1975), Assateague Island (Keiper y Houpt 1984), Sable Island (D. A. Welsh, 1975 en Keiper y Houpt, 1984), e Islandia (Dýrmundsson 1994), pero un mes más tarde que en el Great Basin (Berger, 1986). El periodo de los partos en CDG se concentró en primavera (99%), pero se registraron 2 partos en septiembre y octubre, patrón que coincide con el de otros herbívoros de nuestra fauna, como el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) (Sanmartín *et al.* 1998) o el jabalí (Bárcena *et al.* 2007).

La fecha media de nacimiento de los potros se situó entre el 3 y el 4 de mayo en 2006 y 2007, pero se retrasó hasta el 19 de mayo en 2008 (ap. 5.2.1.4. Tabla 42). Las poblaciones de ungulados sincronizan sus partos con la época en la que las madres pueden convertir el alimento en leche con el menor coste energético y con la época en la que la probabilidad de una meteorología adversa es menor (Berger 1986). Nuestros resultados sobre la dieta del lobo indican que el poni salvaje es, junto con el corzo, la presa principal del lobo en Galicia (ap. 5.1.1.). Las fechas medias de partos del corzo en Europa se sitúan entre el 15 y el 30 de mayo (Gaillard *et al.* 1993, Linnell y Andersen 1998), dependiendo de la localidad. En la Península Ibérica (Mateos-Quesada 2002) establece el periodo de partos del corzo entre abril y mayo en las Villuecas (Montes de Toledo), mientras que Costa (1992) entre finales de mayo y principios de junio. Nuestras propias observaciones en la Escombrera de la mina de As Pontes (Bárcena *et al.* 2007) la sitúan a finales de abril, es decir muy similar a la del poni. Las fechas de nacimiento de los lobos en la Península Ibérica se sitúan a principios de mayo (Hermida 2009), probablemente ligadas a las de sus presas principales.

El pico de partos se retrasó una quincena en Uceira con respecto a Campelo. Las diferencias observadas entre ambas poblaciones, próximas entre sí y sometidas a una climatología similar, podrían ser explicadas por diferentes características del hábitat. En Uceira el 92% de su superficie está ocupada por pinar cerrado, mientras que en Campelo el pinar cerrado sólo ocupa un 39%. Es posible que la densa cobertura arbórea de Uceira suponga un retraso en la fenología de la vegetación, que influya a su vez sobre la época de partos de los ponis, ya que la disponibilidad de alimento es uno de los factores más influyentes sobre la reproducción. Las variaciones geográficas que existen en la época de partos para una misma especie sugieren su dependencia de factores ambientales (Post *et al.* 2003). En cada localidad, el pico de nacimientos tiene lugar cuando existe una mayor disponibilidad de alimento para la especie considerada (Sinclair *et al.* 2000). Las fechas de la paridera por tanto, reflejan una adaptación a las características climáticas locales (Raganella-Pelliccioni *et al.* 2007), pero también pueden depender de la calidad del hábitat (Linnell y Andersen 1998). Post *et al.* (2003) pusieron de manifiesto la estrecha relación existente entre la fenología reproductora del caribú y la de las plantas sobre las que forrajea.

La escasa sincronización reproductora y el retraso significativo en la fecha media de partos registrados en Campelo en 2008 (ap. 5.2.1.4.) se debieron a la calidad del garañón introducido en una de las manadas en la primavera de 2006. Se trataba de un caballo doméstico, de considerable alzada (altura cruz = 1,55 m), posiblemente criado en prados y con unas necesidades alimenticias que el pasto de monte no cubría, por lo que adelgazó peligrosamente durante el invierno, ya que no era capaz de alimentarse de tojo como los ponis salvajes. Cuando llegó era fuerte y muy activo sexualmente, así que, durante la época de partos del 2007 su efecto negativo no fue evidente. Pero en esa misma estación, cuando las yeguas comenzaron a entrar en celo, se encontraba en malas condiciones físicas y su actividad sexual era baja. Durante el periodo de celo de ese año 7 yeguas abandonaron definitivamente la manada, al menos otras 2 se cruzaron con el garañón de una manada colindante y 4 más se cambiaron de manada al final del verano. Las yeguas de su manada retrasaron sus fechas de parto en 2008 con respecto a las de las demás manadas (ap. 5.2.2.). Este ejemplo pone de manifiesto el efecto negativo que la introducción de caballos no adaptados al monte puede llegar a tener sobre la reproducción, especialmente si son machos. Más adelante veremos cómo esta escasa sincronización reproductora de 2008 en Campelo, provocó un efecto devastador sobre los potros como consecuencia de la depredación por lobo, una de las componentes medioambientales más evidentes con las que la selección natural viene actuando sobre los ponis salvajes de Galicia durante milenios.

6.2.2. La mortalidad en los ponis salvajes

6.2.2.1. Causas de mortalidad en los potros: la depredación por lobo

Realizamos un seguimiento de la mortalidad de los potros entre febrero de 2006 y diciembre de 2008. En este periodo murieron 81 potros, el 52% de los nacidos (ap. 5.2.2.5., Tabla 51). De éstos, encontramos 33 cadáveres o sus restos, el 41% de los muertos (Tabla 47). En el 76% de los cadáveres localizados observamos evidencias de depredación y en 1 de ellos de muerte por arma de fuego, mientras que de los restantes cadáveres localizados (7) no encontramos restos frescos ni suficientes para poder determinar las causas de la muerte, pero todos ellos habían sido devorados por lobos y probablemente también depredados (Tabla 47). En cuanto al resto de los potros muertos cuyos restos no fueron encontrados (48), nuestros resultados nos permiten interpretar que la depredación por lobo fue la principal causa de mortalidad por las siguientes razones:

a) Observamos una fuerte correlación positiva entre el número de potros heridos y el número de potros muertos por meses y quincenas (ap. 5.2.2.6.). Asimismo, los años con mayor mortalidad coincidieron con los años con mayor número de ataques resultantes en heridas. Estos resultados sugieren que ambos efectos tienen la misma causa.

b) Los lobos fueron los mayores depredadores fotografiados por nuestras cámaras pasivas, resultando además ser la especie más fotografiada después de los propios ponis: 28 fotografías de lobo cada 100 cámaras noche, frente a una de perro/100 cámaras noche (ap. 5.2.2.1.1.). La mayoría de los perros de la zona son pequeños, no existiendo jaurías capaces de depredar sobre los potros salvajes.

c) Sobre la muestra de 26 potros de los que se pudo determinar la causa de muerte, 25 habían muerto depredados por lobo, es decir, el 96% (ap. 5.2.2.1.3.).

d) Todos los potros estaban sanos en las prospecciones anteriores a que fuera detectada su falta.

e) Únicamente se han documentado niveles tan altos de mortalidad para potros salvajes en áreas donde los depredadores están presentes (Turner *et al.* 1992, Greger y Romney 1999, Turner y Morrison 2001, Bandi y Usukhjargal 2012).

Por lo tanto, a partir de ahora, cuando hablamos de mortalidad de los potros, estamos considerando que la mayor parte de esta mortalidad fue causada por depredación de lobo. Cuando analizamos los factores que condicionan la supervivencia de los potros, estamos estudiando las características que determinan su vulnerabilidad ante la depredación.

6.2.2.1.1. Fototrampeo

El fototrampeo constituyó una herramienta indispensable para confirmar la presencia de los lobos en el monte. El lobo fue la especie más fotografiada después de los ponis (ap. 5.2.2.1.1. Tabla 45). Esto indica que los lobos eran muy activos en los montes donde estudiamos la ecología de los ponis. Sin embargo, cuando monitorizamos cadáveres, la especie más fotografiada fue zorro. El zorro es uno de los principales carroñeros de los ecosistemas europeos, siendo comensal habitual de lobo (Selva 2004, Selva *et al.* 2005). Los perros también son habituales comensales de los lobos, aunque los trabajos de Selva (*Op. Cit.*) ponen de manifiesto que en Białowieża raramente carroñean las presas de los lobos; nosotros observamos carroñeo por perros en presas abatidas por los lobos cerca de las aldeas. El envenenamiento de las presas de los lobos, particularmente ganado, aunque ilegal, es un método frecuente empleado por los ganaderos para matar los lobos; seguramente debido a esta práctica, comprobamos que los lobos se mostraban muy recelosos ante los equipos fotográficos instalados para monitorizar cadáveres y generalmente no volvían a alimentarse de ellos mientras hubiese cámaras instaladas (F. Bárcena, *in litt.*).

6.2.2.1.2. Localización de potros muertos: radioseguimiento

Localizar las presas de los lobos es clave para constatar la depredación. Asimismo, la datación de la muerte resulta básica para la realización de análisis de supervivencia precisos. Pero en el Centro de la Dorsal Gallega resulta una tarea complicada debido a la escasez de nieve, lo que dificulta el rastreo, a la ausencia de buitres, que facilitarían la localización de cadáveres (Breck *et al.* 2011), y a causa de la vegetación densa y desarrollada que caracteriza nuestra área de estudio. Sin embargo, los montes donde habitaban los ponis salvajes estudiados tenían su perímetro cerrado, lo que unido al conocimiento de las áreas de campeo de cada una de las manadas, facilitó la búsqueda.

La radiotelemetría permitió la localización del 21% de los cadáveres de potros. Esta metodología resulta de gran utilidad para este tipo de estudios y se ha aplicado con éxito en multitud de trabajos sobre supervivencia y depredación de ungulados (Adams *et al.* 1995, Aanes y Andersen 1996, Long *et al.* 1998, Oakleaf *et al.* 2003, Jarnemo *et al.* 2004, Smith *et al.* 2006, Barber-Meyer *et al.* 2008, Breck *et al.* 2011). Sin embargo, los radiotransmisores sobre crotal también presenta sus problemas, como fueron el desprendimiento de los crotales y la rotura de las antenas (Lagos y Bárcena 2011, Kluever *et al.* 2012), así como el hecho de que los zorros, frecuentemente, portasen los radiotransmisores, alejándolos de los cadáveres, e incluso los enterrasen (ap. 5.2.2.1.2.).

La causa principal de desprendimiento de los crotales y de la rotura de antenas, fue el propio hábitat de los ponis salvajes, en el que abundan densos matorrales espinosos de tojo y zarza, de los que se alimentan, pero en los que se enganchaban frecuentemente los radiotransmisores. La instalación defectuosa de algunos de ellos, en el exterior de la oreja o excesivamente altos, aumentó considerablemente los desprendimientos (Lagos y Bárcena 2011, Kluever *et al.* 2012). El desprendimiento de los crotales con los radiotransmisores redujo la muestra de potros marcados en 9 individuos y dio lugar además a “falsas alarmas”, ya que al quedarse inmovilizados en el suelo, los transmisores emitían señal de mortalidad. La rotura de antenas supuso una disminución considerable del alcance de la señal, recibiendo defectuosamente, o no recibiendo desde la instalación fija (ap. 4.2.10). Debido a estas incidencias, en ocasiones, no se detectó la muerte del potro monitorizado hasta la realización del muestreo quincenal, cuando el transmisor fue localizado con ayuda del equipo móvil.

En otros estudios realizados con equipos similares se tropezaron con análogos problemas, aunque su incidencia no fue tan alta (J. Oakleaf, com. pers., Kluever *et al.* 2012). El empleo de estos equipos, nos brindó la oportunidad de proponer una serie de sugerencias para optimizar su utilización (Lagos y Bárcena 2011, Kluever *et al.* 2011): para disminuir la tasa de desprendimientos recomendamos instalar los transmisores en la parte interior y baja de la oreja, donde el cartílago es más fuerte; para solucionar el problema de rotura de antenas, éstas debieran ser reforzadas y estar recubiertas.

Otro de los aspectos negativos que pudiera tener esta metodología es su relativa invasividad, ya que, al acudir a investigar los cadáveres, es posible que se asuste a los lobos que permanecen en los alrededores del lugar de la muerte, provocando su huida (Barber-Meyer *et al.* 2008), lo que podría incrementar la depredación sobre nuevas presas para compensar la comida perdida. La mayoría de los cadáveres de los potros que localizamos con esta metodología eran pequeños y fueron consumidos con rapidez, prácticamente en una noche. Por otro lado, estos

montes del Centro de la Dorsal Gallega están más humanizados que los territorios de Norteamérica y los lobos están acostumbrados a convivir con los humanos. Sin embargo, F. Bárcena (*in litt.*), revisando cadáveres frescos de episodios de depredación en CDG, observó con cierta frecuencia como un lobo, al que denominó “centinela”, quedaba encamado en las proximidades del cadáver (cuando éste no era consumido en una noche), posiblemente con el objetivo de alejar a posibles carroñeros, y como, una vez asustado el centinela, los lobos no volvían a regresar al cadáver.

Los equipos de radioseguimiento son costosos y, por lo tanto, el número de potros radiomarcados limitado, por lo que optamos por la reutilización de los transmisores de potros que iban muriendo. Conviene marcar los potros al principio del verano para no perder casos de mortalidad, pero los más tardíos son los que tienen más probabilidades de morir (ap. 5.2.3.5.), así que lo más conveniente es organizar una captura a principios de verano y otra a mediados, lo que además permite la reutilización de algunos transmisores.

La principal ventaja del uso de radiotransmisores con sensor de mortalidad consiste en que permite disminuir el lapso tiempo entre que el potro muere y su cadáver es localizado y analizado. El 100% de los cadáveres provistos de radiotransmisores, pudieron ser analizados en ≤ 5 días, mientras que en los demás cadáveres localizados, un 50% fue analizado en ≤ 8 días. El tiempo transcurrido desde que un potro muere hasta que es examinado, resulta esencial para determinar las causas de muerte (Fig. 69)

6.2.2.2. Mortalidad en adultos

Las tasas anuales de mortalidad en adultos observadas: entre 1,2-6,0% o 3,3% interanualmente (ap. 5.2.2.2.) fueron similares a las obtenidas en otras poblaciones: 2-4% en Nevada (Siniff 1986); 3% en Montana (Garrott y Taylor 1990) y en la Cordillera de Kamanaiwa (Linklater *et al.* 2004); 4,9% en el Gran Basin, en Nevada (Berger 1986); 5% en la Isla de Assateague (Keiper 1990) y 7,7% en la Isla de Cumberland (Goodloe *et al.* 2000). Generalmente las tasas anuales de mortalidad son inferiores al 5%, aunque se han documentado algunas excepcionalmente altas ($>50\%$) relacionadas con fenómenos climatológicos de efecto catastrófico, como temporales de nieve o tormentas (Garrott y Taylor 1990, Scrolli 2006).

Al igual que refieren Turner *et al.* (1992), en los cadáveres de ponis adultos analizados no detectamos ninguna evidencia de depredación. Las causas de mortalidad observadas fueron: malnutrición al final del invierno, problemas asociados al parto, enfermedad, atropello y una

probable agresión intraespecífica (ap. 5.2.2.2.). Para otras poblaciones también han sido citadas como causas de mortalidad: los accidentes de tráfico (Tyler 1972, Keiper 1990); las malas condiciones físicas al final del invierno, debido a varios meses de malnutrición o a la combinación de hipotermia y estrés nutricional (Tyler 1972, Berger 1986); las enfermedades y las heridas ocasionadas por agresiones intraespecíficas (Keiper 1990).

Tyler (1972) describió como, a finales del invierno, algunas yeguas en malas condiciones físicas se tumbaban y ya no podían levantarse más. Al encontrar los cadáveres de 2 de las yeguas que murieron por malnutrición y el de la que murió por enfermedad, pudimos apreciar como habían permanecido tumbadas, forcejeando largo tiempo por levantarse, pues sus cascos delanteros habían dejado surcos profundos en el suelo. Al menos, en 2 de estos casos los lobos encontraron a las yeguas agonizando tumbadas en el suelo y comenzaron a devorarlas cuando aún estaban vivas.

En las zonas donde habitan los ponis salvajes, la mortalidad natural en adultos, no debida a depredación, supone la existencia de una importante cantidad de biomasa disponible para la alimentación de los lobos, particularmente durante el invierno, cuando escasean otras presas, como ya se puso de manifiesto al analizar la estacionalidad de la dieta (ap. 6.1.4.).

6.2.2.3. Sobre las causas de las heridas observadas en los potros

La severidad de las heridas observadas en los potros, nos hicieron sospechar desde el primer momento que habían sido producidas por los lobos. En caballos domésticos y asilvestrados, es bien conocida la existencia de interacciones intraespecíficas agonísticas (Berger 1986, Boyd y Keiper 2005), que pudieran resultar en heridas (Berger 1986, Grogan y McDonnell 2005). Las interacciones agresivas más frecuentes ocurren entre garañones, cuando se producen encuentros entre manadas en las zonas de solapamiento de sus áreas de campeo (Rubenstein 1981, Berger 1986, Boyd y Keiper 2005). No todos estos encuentros acaban en contactos físicos (Rubenstein 1981, Berger 1986, Boyd y Keiper 2005, Heitor y Vicente 2010), pero cuando esto sucede, las agresiones suelen consistir en patadas con las manos, mordiscos, y coces (Tyler 1972, Rubenstein 1981, Berger 1986, Boyd y Keiper 2005, Heitor y Vicente 2010). Hembras y juveniles raramente participan en estas interacciones (Boyd y Keiper 2005), por lo que sólo las heridas en los machos adultos están relacionadas con estas agresiones (Berger 1986). Por otro lado, la bibliografía recoge que las agresiones dentro de las manadas son poco frecuentes (Berger 1986) y que los machos no suelen ser agresivos con los potros (Tyler 1972), lo que coincide con nuestras observaciones. La agresividad que observamos dentro de las

manadas, se limitó generalmente a amenazas de cocear o de morder, como también observaron Heitor y Vicente (2010).

Grogan y McDonnell (2005) describen las heridas observadas en un rebaño de ponis semidomésticos, debido a un alto nivel de agresividad de sus componentes. Las heridas y marcas que registraron eran generalmente de menor importancia: mechones de pelo arrancado y rasguños en la piel, y únicamente en <1% de las inspecciones detectaron heridas de mayor importancia. La mayor parte de las heridas las observaron en machos, especialmente las más graves; los potros raramente presentaron heridas (en 5 de los 38 potros inspeccionados); siendo el porcentaje total de heridas en el cuello de 7% sobre el total de heridas observadas. En todo caso, no eran heridas de tanta gravedad como las observadas por nosotros en CDG. Es posible que el alto nivel de agresividad descrito por estos autores estuviese relacionado con unas condiciones poco naturales de estancia, como era la excesiva densidad de ponis sobre el terreno (47-65 ponis en 20 ha), ya que nosotros raramente observamos agresiones entre los ponis y menos, enfrentamientos que pudieran dar lugar a heridas.

De los párrafos anteriores podemos deducir que las heridas observadas en los potros de nuestra área de estudio no estaban relacionadas con agresividad intraespecífica ya que: a) ésta suele producirse entre machos adultos y raramente afecta a potros y yeguas; b) los garañones son los que suelen presentar heridas con mayor frecuencia y de mayor gravedad, mientras que los potros raramente las presentan, al contrario de lo que se indica en nuestro trabajo; c) las heridas causadas por agresividad entre ponis o caballos son de menor importancia y generalmente afectan sólo a la piel, mientras que las que hemos observado consisten en desgarros grandes de piel y músculo; d) según Grogan y McDonnell (2005), las heridas causadas entre los propios ponis afectan al cuello en un porcentaje mucho menor (7%) que el observado por nosotros (43%; ap. 5.2.2.3.).

En 2 ocasiones registramos yeguas adultas con lesiones: una de ellas con un corte en la parte posterior de un muslo y la otra con un dislocamiento en la cadera. Ambas yeguas intentaban agregarse a una de las manadas, siendo rechazadas reiteradamente por el garañón, por lo que inferimos que éste habría sido el causante de las lesiones.

6.2.2.4. Patrón de ataque de los lobos

En Europa, los trabajos que describen episodios de caza de los lobos sobre los ungulados silvestres son escasos (Sand *et al.* 2006b, Sand *et al.* 2008). En España, estas observaciones son

difíciles de realizar debido a los hábitos nocturnos de los lobos (Vilà *et al.* 1995). El examen de rastros completos de episodios de caza sobre la nieve también es excepcional debido a la escasez de nieve. En Norteamérica, diversos trabajos mencionan la observación directa de las cacerías de los lobos: en Yellowstone, donde se pueden realizar con relativa facilidad (Stahler *et al.* 2006); así como observaciones realizadas desde aeroplano en la Isla Real en Michigan (Mech 1966); o desde torres de vigilancia y desde aeroplano en el Parque Nacional Wood Buffalo en Canadá (Carbyn y Trottier 1988). Estas observaciones permitieron a estos autores realizar descripciones del patrón depredatorio de los lobos, en cuanto a la forma de desarrollar la persecución y el acoso de las presas, así como sobre las partes del cuerpo de las mismas en las que hacían presa. Nuestra metodología es distinta y está basada en el examen de las heridas que presentaban los potros supervivientes (ap. 5.2.2.3.), lo que únicamente nos permite interpretar la última parte de los episodios depredatorios.

Nuestros resultados aportan unos porcentajes medios anuales de entre un 19 y 40% de potros heridos, como consecuencia de probables ataques de lobos (Tabla 50, ap. 5.2.2.3.). No conocemos ningún trabajo similar en la literatura que trate de describir el patrón de ataque de los lobos a partir de las heridas observadas en las presas supervivientes. Tampoco conocemos trabajos previos que documenten tan alta existencia de presas heridas supervivientes a episodios de depredación, aunque sí algunas descripciones de cacerías de los lobos en las que la presa sobrevivió (Mech 1966, Carbyn y Trottier 1988). El interés de este aspecto de la ecología de lobos y ponis salvajes radica en que en Europa apenas existen descripciones del patrón de ataque de los lobos a sus presas, salvo Sand *et al.* (2006a), y en que el patrón de ataque a los potros salvajes no había sido descrito previamente.

Stahler *et al.* (2006), que estudiaron la depredación de los lobos sobre los wapitíes en Yellowstone, observaron que el cuello era el punto más frecuente de ataque en crías o hembras adultas, mientras que los machos adultos eran atacados por la parte posterior del cuerpo. Carbyn y Trottier (1988) también observaron diversos episodios de caza de bisontes por los lobos, entre otros un ataque infructuoso a una cría que fue mordida en los hombros, en la zona inferior de las patas traseras y en los cuartos traseros. Mech (1966) describe 8 ataques en los que las presas (alces) murieron o fueron heridas; en éstos, los cuartos traseros y el hocico fueron las partes del cuerpo a las que los lobos infligieron heridas con mayor frecuencia, aunque también en flancos, patas traseras, garganta y cuello; sin embargo, no menciona diferencias en la forma de matar juveniles o adultos. También Mech (1970) puso de manifiesto la existencia de diferencias en la forma de atacar según la presa de la que se tratase: en alces el primer punto de ataque eran los cuartos traseros y el segundo el hocico; en caribú, sin embargo, atacaban en la zona delantera: flancos, hombros, garganta y cuello. Considerando que en este último trabajo,

se describen tanto ataques a crías como a adultos de ambas especies, la diferencia en el patrón de ataque podría deberse a las distintas alzadas de ambas especies. Por lo expuesto anteriormente sobre los ataques de lobo, esperábamos un patrón de ataque de los lobos con heridas infligidas especialmente en cuello, cuartos traseros y hocico. Nuestros resultados coinciden con lo esperado en cuanto a que se registraron heridas en los cuartos traseros en el 69% de los ataques y en el cuello en el 43% (ap. 5.2.2.3.). Sin embargo, no hemos registrado heridas en el hocico en ninguno de los 49 casos analizados; heridas que parecen ser infligidas con relativa frecuencia por los lobos de Norteamérica a sus presas (Mech 1966, 1970). Asimismo hemos registrado un elevado porcentaje de heridas en antebrazos (33% de los ataques), costados (27%) y, en menor medida, en la región inguinal (8%), todas ellas regiones del cuerpo mencionadas por Mech (1966) como receptoras de los mordiscos de los lobos. También hemos registrado heridas en lomo, pecho y grupa, no mencionadas en trabajos previos.

El Análisis de Componentes Principales (Fig. 71, ap. 5.2.2.3.) mostró como, las heridas producidas en un mismo episodio, suelen concentrarse en la zona delantera o en la trasera del cuerpo. Esto sugiere que los lobos insisten con repetidos ataques a una misma zona del cuerpo (anterior o posterior) para conseguir debilitar a los potros y dificultar sus movimientos. Como explica Mech (1966, 1970), los repetidos ataques a los cuartos traseros son fundamentales en la cacería ya que éstos, aunque no contienen órganos vitales, constituyen una zona suficientemente amplia y musculada, en la que, una vez que los lobos consiguen atravesar la piel con sus dientes, pueden sujetar con sus mandíbulas, provocando heridas que mermen la capacidad de huida, y llegar a derribar la presa. Estos “agarrones” son los que provocan los numerosos desgarros de piel y carne que hemos observado en los potros heridos (Fig. 30, ap. 4.2.12.).

El Análisis de Componentes Principales también muestra una asociación entre las heridas de la parte superior del cuerpo: costados, lomo, cuello y grupa, frente a las de la zona inferior como: antebrazos, cuartos traseros, pecho y región inguinal (ap. 5.2.2.3.). El registro de varios casos de potros (9) con heridas en las zonas superiores del cuerpo: lomo y grupa, a las que difícilmente podrían acceder los lobos durante la persecución, sugiere que llegaron a tumbarlos. Es difícil entender como un potro en tal situación consigue zafarse. Es frecuente que, en el transcurso de las cacerías, varios lobos inflijan repetidas heridas a sus presas (Carbyn *et al.* 1993). Observamos casos (2) de potros con hasta 9 y 10 heridas producidas en un mismo ataque. Mech (1966) explica que, cuando los lobos consiguen tumbar a sus presas, todo el grupo sufre una especie de excitación, atacando con mordiscos dirigidos a todas las zonas del cuerpo. Tres de los potros observados con múltiples heridas debieron de haber estado en esta

situación, muriendo todos ellos a consecuencia de las heridas >24 horas después del ataque (Fig. 110). La explicación para estos casos es que las yeguas realicen una defensa enérgica de sus crías hasta el último momento, enfrentándose a los lobos y logrando que lleguen a desistir de su presa incluso ya tumbada en el suelo. Mech (1970) afirma que muchos ataques de los lobos a las crías de alces fallan porque las madres defienden a sus crías vigorosamente. Es más, califica de “equipo invulnerable” a una hembra de alce y su cría cuando están juntas, el problema surge cuando huyen durante la cacería, ya que muchas veces la vegetación les obliga a separarse y es ahí cuando los lobos aprovechan para atacar a la cría.



Fig. 110. El potro C03.08 murió a consecuencia de las heridas, a las 24 horas del ataque. Presentaba 10 heridas distribuidas a ambos lados del cuerpo: cuello, pecho, antebrazos, cuartos traseros, costados y región inguinal. Las del cuello y de la región inguinal eran muy profundas y tenía la tráquea perforada. (Fotografía: F. Bárcena)

Nunca observamos yeguas heridas cuando registrábamos las heridas a sus potros, aunque tampoco hemos encontrado en la literatura referencias a este hecho. Esto no es de extrañar si tenemos en cuenta que los lobos no realizan sus ataques al azar, ya que el riesgo de ser heridos o de morir es muy alto (Stahler *et al.* 2006). Así que pensamos que, durante las cacerías, los lobos intentan separar al potro de la yegua, atacándolo a la vez que tratan de evitar a la madre; si la madre se vuelve cociendo contra ellos, se apartarán, pero en ningún caso parece que la lleguen a atacar, para así evitar las heridas que les pudiera ocasionar con sus poderosos cascós.

Carbyn y Trotter (1988) realizaron una excelente descripción de 4 lobos atacando a una cría de bisonte, a la que le infligen numerosas heridas, pero que sobrevivió al ser defendido por la madre y otros miembros del grupo. Otros investigadores han observado al garañón defendiendo a los potros (C. Feh, com. pers.) y Schaller (1972) ha descrito que en la cebrá de

los llanos algunas hembras y el macho pueden llegar a atacar al depredador. Sin embargo, nosotros no tenemos evidencias de que otras yeguas de la manada, o el garañón, intervengan en la defensa del potro, aunque el influjo positivo sobre la supervivencia de los potros que parecen jugar determinados aspectos de la sociabilidad de los ponis, como: la estabilidad social de las yeguas, la fuerza de las asociaciones con otros ponis y el tamaño del grupo (ap. 5.2.6.) sugiere que sí pudieran tener lugar.

En los ataques de lobos a alces descritos por Mech (1966), en cuanto a las zonas del cuerpo que reciben las heridas, puede observarse una mayor proporción de ataques con heridas en la nariz y cuello en crías (67%) que en adultos (50%). Nosotros hemos observado que, tanto el número de heridas como la disposición de las mismas, varió según la edad de los potros (ap. 5.2.2.3.), lo que sugiere asimismo diferencias en el tipo de ataques. En los potros jóvenes (≤ 20 días) observamos un número significativamente mayor de heridas por ataque (media = 4,63), producidas a ambos lados del cuerpo, así como un porcentaje superior (43,8%) de heridas en la parte superior (lomo y grupa). Esto parece indicar que los lobos llegan a tumbarlos con más frecuencia que a los de mayor edad y, por lo tanto, de mayor alzada. También es posible que guarde relación con la mayor frecuencia con la que los potros descansan tumbados en sus primeras semanas de vida (Crowell-Davis 1994). El porcentaje de episodios con heridas en el cuello fue más elevado en potros de ≤ 20 días (62,5%) que en > 20 días (31,3%). En los potros > 20 días observamos un escaso porcentaje de episodios con heridas en el lomo: 6,3% (21-74 días) y 0% (> 74 días), así como un porcentaje más alto de ataques a un solo lado del cuerpo: 68,7% en potros de 21-74 días y 100% en potros > 74 días (Tabla 49). Estos resultados sugieren que los potros más grandes no son derribados con tanta facilidad y que los ataques consisten en infligir mordiscos principalmente en los cuartos traseros, como lo observado en los alces (Mech 1966). Otros autores también han expuesto distintos patrones de ataque según el tamaño de las especies presa: en las pequeñas, como corzos u ovejas, los ataques se centran en el cuello o la garganta, mientras que en las de mayor alzada se centran a los cuartos traseros (Bosbouras 1997, Landry 2004).

6.2.2.5. Supervivencia de los potros heridos

La tasa de supervivencia de Kaplan-Meier de potros heridos fue de 0,90 (ap. 5.2.2.4.) y nuestras observaciones nos permitieron constatar que únicamente 4 potros, el 8% de los heridos, murieron como consecuencia de las heridas. Sin embargo, algunos estudios sugieren que las heridas causadas por los lobos generalmente dan lugar a la muerte de las presas (Carbyn *et al.* 1993, Mech *et al.* 1998). Los *besteiros* y algunos veterinarios de la zona también tienen muy

arraigada la creencia de que los potros no se curan del mordisco del lobo, sino que la herida se infecta y el potro acaba muriendo (ap. 1.6.1.).

En 2006 y 2007 la supervivencia de los potros heridos resultó significativamente más alta que la de aquellos que no habían sufrido heridas (ap. 5.2.3.2.). Este resultado podría indicar que, el hecho de haber experimentado un ataque resultante en heridas, aumentó significativamente la probabilidad de supervivencia de los potros, lo que sugeriría la existencia de un comportamiento antidepredatorio aprendido, como resultado de la experiencia del potro (ap. 6.2.3.2.). Otra explicación plausible es que estos potros posean alguna ventaja que les haya ayudado a sobrevivir a los ataques o a no exponerse a situaciones de riesgo de depredación (ap. 6.2.3.2.). En 2008 el grado de supervivencia de potros heridos y no heridos fue similar, posiblemente porque la muestra comprendió diversos casos (3) de potros malheridos que murieron al poco tiempo. Los lobos no eran capaces de matar los potros, pero los dejaban tan mal heridos que morían poco después (≥ 24 h.). Debido a la dimensión de la muestra, el resultado de 2008 influyó sobre el resultado total, de manera que, aunque también se observó una mayor supervivencia de los potros heridos frente a los que no, esta diferencia no llegó a ser estadísticamente significativa (ap. 5.2.3.2.).

6.2.2.6. Relación entre mortalidad y heridas de los potros

La correlación positiva observada todos los años, entre el número de potros muertos y el número de potros heridos por meses y quincenas (ap. 5.2.2.6.), sugiere que se trata del mismo agente el causante de ambos efectos: el lobo. Este resultado indica que hay meses en los que los lobos intensifican sus ataques sobre los potros y, tanto mortalidad como ataques fallidos (resultantes en heridas) aumentan correlativamente. En los intervalos es de suponer que depreden sobre otras poblaciones o sobre otras presas (Fig. 103, ap. 5.3.2.).

Entre abril y noviembre, como media interanual, por cada 2 potros muertos se observó 1 herido (ap. 5.2.2.6.). La edad media de los potros heridos fue de 59 días mientras que la de los muertos fue de 79 días. Este resultado pudiera indicar una defensa más enérgica de las yeguas hacia los potros más jóvenes, que se va relajando al aumentar la edad de los mismos, de la misma manera que se dilata la relación espacial entre madre y potro con los meses (Crowell-Davis 1986), lo que también los hace más vulnerables, hasta alcanzar una determinada talla en la que los lobos desisten de cazarlos, probablemente por constituir una presa demasiado grande y fuerte (ap. 6.2.3.3.).

El porcentaje de potros muertos y heridos fue máximo en 2006 (66% muertos y 40% heridos), seguido de 2008 (48% y 33%), observándose los menores valores en 2007 (43% y 19%) (Tablas 50 y 51). Un alto porcentaje de potros heridos, o sea de ataques fallidos, podría sugerir la incapacidad de los lobos para abatir potros, bien por el escaso número de componentes de la manada o bien por estar constituida por individuos jóvenes poco experimentados. Esta interpretación tendría sentido si, en años con alto número de ataques fallidos, se produce un nivel alto de supervivencia de los potros. Sin embargo, nuestros resultados indican lo contrario (Tabla 75), lo que sugiere que el nivel de depredación al que están sometidas las manadas de ponis cada año es distinto. Esto podría estar relacionado con el tamaño de la población de lobos de cada año actuando sobre el territorio o con la existencia de fuentes de alimento alternativas, o ambos factores a la vez.

La población de lobo en el territorio comprendido por los montes en los que estudiamos la ecología de los ponis fue máxima en 2007 (ap. 4.1.1.2.), aunque es posible que, de las dos manadas que ocupaban el territorio en ese año, la de N Cova da Serpe (Tabla 6) no actuara en los montes con ponis, con lo cual el número de lobos que depredaban sobre los ponis fue similar todos los años (osciló entre 9-13 lobos). Así que es necesario buscar otra explicación a la mayor supervivencia de los potros ese año. En 2007 se produjo un elevado consumo de carroña por los lobos, superior a 2006 y 2008, y también un consumo alto de corzo; ambas categorías de alimento sumaron un 30% de frecuencia de aparición en la dieta, frente a un 17% en 2006 y 25% en 2008 (Fig. 52). Este alto consumo de carroña, cerdo básicamente, pudiera estar relacionado con alguna epizootia que hubiese afectado a las granjas del territorio. Es posible que la disponibilidad de carroña ese año en el monte haya disminuido la depredación, en este caso sobre los ponis salvajes.

Tabla 75. Comparación entre los porcentajes anuales de potros heridos y de supervivencia de Kaplan-Meier.

	2006	2007	2008
Porcentaje de potros heridos	40,4	19,3	33,3
Porcentaje de supervivencia de potros	26,0	55,0	37,5

La depredación sobre los potros cesa cuando éstos han alcanzado cierto tamaño y experiencia, lo que parece minimizar su vulnerabilidad ante los ataques de los lobos, como explicaremos en el apartado 6.2.3.2. Dado que las heridas de los potros constituyen ataques fallidos, sería de esperar que aumentase el número de potros heridos en otoño, al final del

periodo de depredación. Sin embargo hemos observado que todos los años, salvo 2007, los eventos de potros heridos finalizaron antes que los eventos de mortalidad (Fig. 81). Esto podría deberse a que, en muchos de los ataques fallidos de los lobos a potros de más de 6-7 meses, éstos ni siquiera resultasen heridos, pues con esa edad son más hábiles y experimentados para salir indemnes de los ataques. Por esta razón es posible que a finales del otoño hubiese aumentado el número de ataques fallidos sobre los potros, sin que nosotros hayamos podido detectarlos.

6.2.3. Mortalidad y supervivencia de los potros de ponis salvajes: factores condicionantes

6.2.3.1. Tasas de mortalidad y análisis de supervivencia juvenil

Al hablar de supervivencia o mortalidad, es conveniente distinguir entre los diversos métodos que habitualmente se emplean para obtener las tasas de supervivencia de una población animal (revisión en Winterstein *et al.* 2001). En los trabajos sobre dinámica de poblaciones de caballos salvajes, generalmente se utiliza un cálculo simple de la tasa de supervivencia, que equivale al porcentaje de supervivencia aparente (Winterstein *et al.* 2001): número de individuos vivos al final de un periodo entre número de individuos existentes al comienzo de ese periodo (Keiper y Houpt 1984, Turner *et al.* 1992, Greger y Romney 1999, Goodloe *et al.* 2000, Turner y Morrison 2001, Scorolli y López Cazorla 2010). En estos estudios no se retiraron potros o, si se hizo, no se mencionó. Sin embargo, en otros trabajos, como en nuestro caso, existen individuos cuyo destino se desconoce porque han sido retirados o porque han perdido el transmisor que permitía su seguimiento, etc., que son los que denominamos individuos censurados (Kleinbaum y Klein 2005).

En nuestro trabajo, la existencia de 39 potros que fueron retirados del monte antes de que finalizara el estudio (ap. 4.4.5.): individuos censurados, podría dar lugar a un problema en la interpretación de los resultados. Cuando existen datos censurados, la supervivencia no puede ser obtenida de la forma descrita en las líneas anteriores, puesto que el número inicial de individuos se divide entre vivos, muertos y retirados, y tanto si los retirados fuesen contabilizados como vivos o como muertos, se produciría un sesgo. Se han adoptado dos soluciones para tratar este tipo de datos.

En primer lugar calculamos dos tasas de mortalidad (ap. 5.2.2.5.): 1) Tm_1 , considerando los potros retirados como supervivientes, lo cual podría infravalorar la mortalidad, ya que algunos de ellos podrían haber muerto de haber permanecido en el monte; pero este sesgo no parece muy grave ya que la mayoría de ellos fueron retirados con una edad que superaba la edad media de mortalidad y, por lo tanto, cuando el riesgo de mortalidad era menor (ap. 4.4.5. y 5.2.2.5.); además, debido a que la principal causa de mortalidad señalada fue la depredación, es probable que, de haber muerto alguno de los potros retirados, hubiese podido sobrevivir alguno de los depredados, ya que la depredación sobre los potros sucedió de uno en uno y relativamente espaciada en el tiempo. 2) Tm_2 , eliminando de la muestra los potros retirados, al igual que hicieron Garrott y Taylor (1990), lo que da lugar a una disminución del tamaño de la muestra, puesto que supone que los individuos censurados nunca existieron.

Como alternativa al uso de estas tasas, recurrimos al análisis de supervivencia de Kaplan-Meier, que se presenta como el más adecuado para procesar este tipo de datos (Kleinbaum y Klein 2005). Métodos como el de Kaplan-Meier admiten la existencia de datos censurados y calculan la probabilidad y el tiempo medio de supervivencia, utilizando también la información existente sobre los tiempos de supervivencia de los datos censurados. Cada vez resulta más frecuente el empleo de métodos de análisis de supervivencia (Winterstein *et al.* 2001). Algunos autores han empleado el método de Mayfield (Jarnemo *et al.* 2004, Kamler *et al.* 2007) y otros el de Kaplan-Meier (Adams *et al.* 1995, Gregg *et al.* 2001, Bertram y Vivion 2002, Barber-Meyer *et al.* 2008), como nosotros. Con esto pretendemos poner de manifiesto que los métodos de cálculo de las tasas de supervivencia no son idénticos en todos los estudios y, al compararlas, es conveniente tener en cuenta la metodología empleada para saber si las diferencias detectadas pudieran estar relacionadas con el método de cálculo.

La tasa de mortalidad de los potros durante su primer año de vida: $Tm_1 = 0,52$; $Tm_2 = 0,69$, según el método de cálculo, fue muy superior a la observada en poblaciones de caballos en libertad que no coexisten con depredadores: 0,10 en el Parque Nacional de Tonquist en Argentina (Scorolli y López Cazorla 2010), 0,01-0,07 en las Montañas Prior de Montana (Garrott y Taylor 1990), 0,00-0,35 en la región de la Camargue en Francia (Monard *et al.* 1997), 0,10-0,12 en la Isla de Assateague en la Costa Este de Estados Unidos (Keiper y Houpt 1984, Keiper 1985, 1990) y 0,13 en la Cordillera de Kaimanawa en Nueva Zelanda (Linklater *et al.* 2004). La única población no sometida a depredación en la que la mortalidad llegó a tener una incidencia aproximada a la obtenida por nosotros, fue la de la Isla de Cumberland (0,39-0,41), en la costa este de los EEUU, al parecer como consecuencia de la escasez de pasto y a la presencia de festuca que puede causar la muerte en potros domésticos (Goodloe *et al.* 2000). También resultó superior a la mortalidad de poblaciones que habitan en zonas con

depredadores, pero donde no se ha descrito depredación (0,02-0,33: Siniff *et al.* 1986) o su efecto es insignificante (0,08: Berger 1986). No obstante, se han documentado niveles similares de mortalidad en poblaciones de caballos salvajes que sufren depredación por puma, en el límite entre los estados de Nevada y California: 0,73 según Turner *et al.* (1992) y 0,68 según Turner y Morrison (2001); así como en la población de takhi en Hustai que sufre depredación por lobo: 0,41 (Bandi y Usukhjargar 2012). Únicamente la tasa de mortalidad (0,88) registrada por Greger y Romney (1999) en el desierto del Gran Basin, Nevada, presumiblemente debida también a la depredación por puma, resultó superior a la nuestra. También se han documentado niveles de mortalidad juvenil similares en otros équidos salvajes: 0,63 en la población de asno salvaje asiático sometido a depredación por lobo en el Parque Nacional (P.N.) del Gobi en Mongolia (Feh *et al.* 2001); 0,61 en las cebras del P.N. de Serengeti, Kenia, donde leones y hienas son los causantes de un 30% de la mortalidad de los potros (Grange *et al.* 2004).

Con respecto a otros ungulados silvestres que constituyen presas habituales de los lobos, fueron registradas las siguientes tasas de mortalidad juvenil: 0,44 para caribú en el P.N. de Denali, Alaska, un 94% de la cual fue causada por depredación de osos y lobos (Adams *et al.* 1995); 0,78 para wapitíes en el P.N. de Yellowstone, siendo los osos responsables del 58-60% de la mortalidad y los lobos del 11-17% (Barber-Meyer *et al.* 2008); 0,55 según Ballard *et al.* (1981) y 0,79 según Bertram y Vivion (2002) en alce, también en Alaska, siendo en ambos casos por depredación de osos negros *Ursus americanus*, osos pardos *U. arctos horribilis* y lobos; 0,85 para ciervo en el P.N. de Białowieża, Polonia, causando los lobos el 71% de la mortalidad (Kamler *et al.* 2007). En Noruega la supervivencia anual de las crías de alce osciló entre 0,56 y 0,76 (mortalidad 0,44-0,24), resultando estar negativamente correlacionada con la densidad de lobos (Sivertsen *et al.* 2012). Como podemos observar, la mayoría de estos ungulados habitan en ecosistemas con varios depredadores y, aún así, sólo en algunos casos la mortalidad es marcadamente superior a la obtenida por nosotros.

Los trabajos sobre dinámica de poblaciones de caballos salvajes y asilvestrados han puesto de manifiesto una gran variabilidad en los niveles de mortalidad entre distintas localidades. Las formas principales de regulación de estas poblaciones son las variaciones en la fertilidad, en la edad a la que se producen los primeros partos y en la mortalidad juvenil (Goodloe *et al.* 2000, Scorolli y López 2010). Wolfe (1986) sugiere que la tasa de supervivencia es el parámetro que determina en mayor medida la demografía de una población de caballos salvajes o asilvestrados. En algunas zonas donde existen depredadores en altas densidades, las poblaciones de caballos se mantienen estables debido a la alta mortalidad juvenil causada por la depredación (Turner *et al.* 1992) o incluso disminuyen (Greger y Romney 1999). En otras zonas donde no hay depredadores las poblaciones aumentan entre un 4,3 y un 15,0% anualmente

(Wolfe 1986, Goodloe *et al.* 2000, Linklater *et al.* 2004) y algunas poblaciones en hábitats adecuados pueden experimentar altos crecimientos anuales como el descrito por Scorolli y López Cazorla (2010) en los caballos cimarrones del Parque Nacional de Tonquist (tasa de crecimiento intrínseca $r = 0,327$).

El aumento de las poblaciones de caballos asilvestrados en algunas zonas como Australia y EEUU ha generado un problema ambiental y económico (Pimentel *et al.* 2005, Berman 2006), dando lugar a programas de control de las poblaciones (Berman 2012) y al desarrollo de métodos de control de la fertilidad (Kirkpatrick *et al.* 1992). En Galicia la situación es muy distinta, porque las poblaciones no se dejan evolucionar de forma natural y tradicionalmente se ha realizado un aprovechamiento de las mismas, mediante la extracción de la mayor parte de los potros nacidos anualmente. De esta forma, la depredación no llega a influir definitivamente en la dinámica de poblaciones, salvo en las zonas donde se dejan evolucionar naturalmente como en nuestra área de estudio durante los años que duró el trabajo. Así que, la depredación, en lugar de afectar a la dinámica de poblaciones, afecta económicamente a los propietarios de los ponis (ap. 1.4.3.). El impacto anual de la depredación lo estimamos para nuestra área de estudio en 33,45 potros/100 yeguas (ap. 5.2.2.5.). Este índice resultó considerablemente más alto que el sufrido por la ganadería vacuna semiextensiva: 1,15 terneros/100 vacas (ap. 5.3.2.).

6.2.3.2. Evolución de la mortalidad juvenil por depredación a lo largo del año

Según los estudios sobre otras especies depredadas por lobos, esperábamos que ésta sucediera a lo largo de todo el año, aunque especialmente durante primavera y verano (Ballard *et al.* 1981, Barber-Meyer *et al.* 2008). Sin embargo, la mortalidad de potros se registró exclusivamente durante el periodo de abril a diciembre. En 2006 y 2007, que realizamos su seguimiento a lo largo de todo el año biológico, no observamos ningún caso en invierno. No obstante, F. Bárcena (com. pers.) me informó que había observado un potro depredado por los lobos en enero de 2009 dentro del área de estudio, lo que indica que la depredación se puede extender más allá de diciembre, aunque la posibilidad es baja.

En 2006, el número de potros muertos por mes alcanzó su máximo entre junio y agosto (6/mes), en 2007 fue máximo en mayo (5) y en 2008 en mayo (6) y junio (7) (ap. 5.2.2.5., Fig. 76a). Ateniéndonos a la biomasa de los potros depredados, los valores máximos se registraron entre julio y agosto en 2006, en agosto y octubre en 2007 y en junio, octubre y noviembre en 2008 (ap. 5.2.2.5., Fig. 76b). Hermida (2009) considera que en Galicia las lobas paren a principios de mayo. Hemos comprobado la presencia de cachorros en el área de estudio los 3

años de seguimiento de los ponis (ap. 4.1.1.2.). A partir de las 5 semanas de edad, el sistema digestivo de los lobeznos se ha desarrollado y les permite digerir alimento sólido (Packard 2003). Los periodos de máxima mortalidad en cuanto a número de potros muertos, parecen coincidir con el momento en el que los cachorros de lobo son destetados. La necesidad de alimento de la manada de lobos aumenta coincidiendo con el desarrollo de los cachorros, por lo que la época de máxima biomasa de potros depredados se sitúa más entrado el verano y en otoño, cuando los cachorros demandan gran cantidad de carne.

La ausencia, durante el periodo de estudio (enero 2006 - diciembre 2008), de casos de depredación sobre los potros después de diciembre o después de que estos hubiesen superado los 7,5 meses de edad (225 días) (ap. 5.2.2.5.), podría deberse a varias causas: a) El tamaño de los potros, que a partir de cierto momento excede el tamaño de presa que una manada de lobos puede capturar; b) El aprendizaje de los potros que disminuye su vulnerabilidad; c) La existencia de una respuesta funcional o numérica (Smith y Smith 2000) de los depredadores; d) Una combinación de las anteriores.

En el caso de depredación por pumas, Turner y Morrison (2001) también observaron que tenía lugar hasta una determinada edad, que en su caso era los 6 meses. El tamaño de los potros va aumentando con la edad, rápidamente en los primeros meses y más lentamente desde el final del verano. Estimamos que un potro de poni gallego en el Centro de la Dorsal Gallega de 7,5 meses pesa aproximadamente 140 kg (ap. 4.4.5.), mientras que un mustang de 6 meses podría pesar aproximadamente lo mismo. El tamaño máximo de las presas que un depredador puede capturar está relacionado con el tamaño corporal del depredador (Cohen *et al.* 1993, Radloff y Du Toit 2004), aunque en el caso de depredadores sociales las estrategias de caza en grupo les permiten capturar presas desproporcionadamente grandes en comparación con su tamaño corporal (Radloff y Du Toit 2004). El peso de un puma macho adulto, entre 53-72 kg según Sunquist y Sunquist (2009), es aproximadamente el doble que el de un lobo de la Península Ibérica de igual sexo y rango (37,2 kg: Hermida 2010), lo que permite que los pumas, que son cazadores solitarios, puedan capturar presas de tamaño similar a las que captura una manada de lobos. Así que el hecho de que los pumas no depreden sobre potros de más de 6 meses y los lobos no depreden sobre potros de más de 7,5 meses puede deberse a que los potros superaran el tamaño de presa que estos depredadores son capaces de cazar normalmente.

El fin de la depredación sobre los potros después de los 7,5 meses de edad, podría también estar relacionado con un comportamiento antidepredatorio aprendido. El aprendizaje puede definirse como un cambio duradero en los mecanismos de comportamiento que resulta de experiencias previas sobre los estímulos del entorno (Domjan 2009). Existen numerosos

estudios que ponen de manifiesto que los animales, desde insectos a primates, son capaces de adquirir información sobre su ambiente y alterar su comportamiento en consecuencia (revisión en Griffin *et al.* (2000)). El comportamiento antidepredatorio es un ejemplo de este aprendizaje. En la naturaleza el aprendizaje es social, es decir, se produce como consecuencia de las interacciones de los juveniles con individuos adultos experimentados, bien sus padres o bien otros miembros del grupo (Shier y Owings 2007). Los comportamientos antidepredatorios tienen la función de aumentar la supervivencia a la depredación y se clasifican en 2 categorías según S.L Lima y L.M Dill (1990) en Griffin *et al.* (2000): a) de evasión, para reducir la probabilidad de encuentro con el depredador; b) de respuesta, para evitar el ataque una vez ha sido detectado. No sabemos cómo se produce el ataque ni cómo se defienden los ponis, pero la mejora de la respuesta antidepredatoria del potro podría consistir en: 1) Evitar el encuentro en solitario, por ejemplo manteniéndose más próximo a su madre; 2) Comportarse de forma más efectiva para maximizar su supervivencia tras el encuentro, por ejemplo: respondiendo rápidamente a los signos de alarma de los demás miembros del grupo y aproximándose a su madre para que lo defienda. También las yeguas pueden mejorar su experiencia como consecuencia de los ataques de los lobos, y a ellas les correspondería reducir la probabilidad de los encuentros, incrementando la vigilancia o evitando las zonas con mayor riesgo de emboscada.

Nuestros resultados parecen apoyar los conocimientos previos sobre el comportamiento antidepredatorio aprendido. En 2006 y 2007 la probabilidad de supervivencia de los potros que habían sufrido ataques resultantes únicamente en heridas fue significativamente mayor que la de aquellos que nunca habían sufrido este tipo de ataques (ap. 5.2.3.2.). Esto puede interpretarse como que sufrir un primer ataque fallido aumentó significativamente la supervivencia de los potros, lo que sugiere que es posible que los potros puedan mejorar cualitativamente su respuesta tras un evento de depredación, respondiendo de manera más eficiente en futuros ataques. No obstante, es posible que esta mayor supervivencia de los potros heridos se deba a ciertas cualidades de los mismos que les permitieron sobrevivir, tanto al primer ataque fallido como a otros posteriores que se pudieran producir, aspecto que se podría analizar en futuros trabajos.

Se han descrito dos tipos principales de respuestas de los depredadores a los cambios en la densidad de las presas: la respuesta numérica y la respuesta funcional (Solomon 1949, Smith y Smith 2000). La respuesta funcional consiste en un aumento en el número de presas capturadas por el depredador a medida que aumenta la población de presas. La respuesta numérica consiste en que, ante el aumento de la población de presas, la población de depredadores se incrementa gracias a la reproducción o a la inmigración.

El análisis de la respuesta de los depredadores a los cambios en la densidad de presas a partir de datos tomados en el campo es complicado y requiere estudios a largo plazo (Vucetich *et al.* 2002) o con un gran número de manadas de lobos (Dale *et al.* 1994). En estos estudios es necesario registrar: los cambios en la densidad de presas, la mortalidad causada por la depredación, el tamaño de la población de depredadores y también el éxito reproductivo de los depredadores. Nuestros datos sugieren cierto modelo, pero se requeriría más investigación y un control más riguroso de todas las variables, especialmente las referentes a la dinámica de poblaciones de los lobos, para poder descartar una respuesta numérica.

Asumiendo el comportamiento territorial del lobo (Mech y Boitani 2003), podemos considerar que la población de lobos no ha variado a lo largo del año en cada uno de los años en el área de estudio, salvo por la incorporación anual de los cachorros. Las gráficas de la izquierda (a) incluidas en la figura 77 sugieren que los lobos comienzan a depredar sobre los potros cuando la población de potros alcanza cierto nivel. Hablando en términos de número de potros muertos, las gráficas (c) de la figura 77 sugieren la existencia de una respuesta funcional de los lobos, puesto que la mortalidad de los potros aumenta a medida que aumenta su población. En 2006 se aprecia una cierta estabilización de la depredación cuando la población de potros superó los 30 individuos (Fig. 77c). En los demás años no se apreció este efecto. Hemos realizado un cálculo aproximado empleando una estimación del peso medio de los potros cada mes (ap. 4.4.5) para representar la biomasa de potros muertos frente a la biomasa de potros en la población. En esas gráficas (Fig. 77b) se aprecia como la biomasa de potros muertos se incrementan en respuesta al aumento de biomasa de potros en la población, hasta alcanzar un determinado nivel en torno a los 3.000 kg de biomasa de potros disponible, en los años 2006 y 2008, y podrían sugerir la existencia de una respuesta funcional de tipo gradual: respuesta funcional del tipo II de Holding (Boyce 2000).

El final repentino de la depredación a finales del otoño podría también ser explicado por el descenso de la población de ponis por debajo de cierto nivel, a partir del cual a los lobos les interesa más centrarse en la búsqueda de otros recursos alimentarios. También podría estar relacionada con la disgregación de la manada, pero ésta parece más bien un efecto y no una causa, es decir, la manada se disgrega cuando comienzan a escasear presas grandes como son los potros. Los lobos se dispersan de sus manadas natales en cualquier época del año, pero generalmente en momentos en los que aumenta la competencia social o por el alimento en la manada (Mech y Boitani 2003). El otoño es una época en las que las necesidades alimentarias de la manada son altas, los lobos reproductores favorecen la alimentación de sus cachorros y los subadultos pueden tener dificultades por acceder a la comida (Mech y Boitani 2003). Gese y

Mech (1991) mencionan que numerosos subadultos se dispersan en otoño (octubre y noviembre). El final repentino de la depredación podría, según esto, coincidir con la dispersión de lobos subadultos de la manada. Sin embargo, se ha descrito que el papel clave en ataques a presas grandes lo tienen los machos de alto rango (Haber 1977, Ballard *et al.* 1987) y estos individuos no se dispersan de sus manadas

Nuestros resultados indican que en mayo o junio la depredación sobre los potros alcanza el máximo y se mantiene alta a lo largo de todo el verano y parte del otoño. A finales del otoño cesa la depredación sobre los potros y los lobos se centran en la búsqueda de otros recursos: carroña, terneros, etc., hasta la primavera siguiente. El inicio del invierno (diciembre - enero) coincide con un aumento en el número de terneros depredados (ap. 5.3.2.) y en la frecuencia de aparición de vaca en los excrementos de lobo (ap. 5.1.3.). Los terneros nacen a lo largo de todo el año, al contrario que los potros y las crías de otras presas salvajes. A grandes rasgos, éste es el ciclo anual de la depredación del lobo en el Centro de la Dorsal Gallega.

6.2.3.3. Distribución de la mortalidad juvenil por rangos de edad

Generalmente los lobos depredan sobre las crías de los grandes ungulados silvestres como alces, wapitíes, caribúes, ciervos o jabalíes (Murie 1944, Mech 1966, 1970, Peterson 1977, Fuller 1989, Mattioli *et al.* 1995, Mech *et al.* 1995, Meriggi *et al.* 1996, Capitani *et al.* 2004), ya que un ataque a los adultos les supone un gran coste en términos energéticos y de riesgo. La edad media de los potros depredados por lobos en el Centro de la Dorsal Gallega fue de 2 meses y 19 días, y sólo el 7% de la mortalidad tuvo lugar en el primer mes de vida (ap. 5.2.2.5.). En otros ungulados silvestres de tamaño similar a los ponis gallegos, la depredación por lobo suele afectar a mayoritariamente a individuos más jóvenes: en el P.N. de Denali (Alaska) el 43% de las crías de caribú depredadas murieron con menos de 30 días (Adams *et al.* 1995), y en el P.N. de Yellowstone (EEUU) la edad media de las crías de wapití depredadas por lobos resultó de 35 días (Barber-Meyer *et al.* 2008). Esto sugiere que la vulnerabilidad de los potros no disminuye tan rápidamente al aumentar la edad, como sucede con estas otras especies silvestres.

Crowell-Davis (1986) realizó un trabajo detallado con ponis domésticos de Gales, sobre las relaciones entre las yeguas y sus potros a medida que estos iban creciendo. En la primera semana de vida, yegua y potro pasan el 85% del tiempo a menos de un metro de distancia y el 99% del tiempo a menos de 5 metros (Crowell-Davis 1986). En esta primera semana nosotros observamos una supervivencia muy alta de los potros: 98% en 2006 y 2007, y 96% en 2008 (Fig. 83). Según esta misma autora, a lo largo del primer y segundo mes de vida, yegua y potro

van gradualmente distanciándose (en la séptima semana registró distancias de separación de 50-100 m), para en el tercer mes comenzar otro periodo de estrecha unión espacial en el que aumenta el tiempo que pasan a menos de un metro, quizás influenciado porque es la época que las manadas se congregan en la sombra. Durante este segundo periodo -primer y segundo mes- la mortalidad de los potros fue mayor que en el tercer y cuarto mes (Fig. 83). Incluso en 2008, los potros no sufrieron mortalidad entre el tercer y quinto mes de vida. También según esta misma autora (Crowell-Davis 1986), en el quinto mes de vida comienza otro periodo de separación, ya que con esa edad los potros aumentan gradualmente la distancia con sus madres para jugar con otros potros, lo que probablemente influya en su vulnerabilidad. A comienzos del quinto mes en 2006 y a finales del quinto mes en 2008, se observó un gran aumento de la mortalidad (Fig. 83). Vemos por tanto, que es posible relacionar la mortalidad que sufren los potros en cada rango de edad, y por lo tanto su vulnerabilidad, con la evolución de las relaciones espaciales entre potros y yeguas, lo que confirma la importancia del papel de las yeguas en la defensa de los potros. Los potros parecen ser tan vulnerables en su primer mes de vida como las crías de otros ungulados silvestres porque es cuando más unidos permanecen a sus madres y más éstas los protegen.

Crowell Davis (1986) también describió la respuesta de las yeguas mientras sus potros dormían: durante las primeras 6-8 semanas, las yeguas se mantienen cerca de sus potros mientras estos duermen; a partir de las semanas 9-12, las yeguas continúan su habitual circuito de forrajeo, aunque sus potros duerman, pudiendo llegar a alejarse relativamente de ellos. En varias ocasiones observamos a las yeguas alejarse pastando mientras sus potros permanecían dormidos en el suelo, llegando a separarse hasta 200 metros; así que, cuando los potros se despertaban, se veían momentáneamente perdidos, no sabían a dónde dirigirse, buscaban relinchando a sus madres y tardaban un rato en encontrarlas. En estos momentos los potros resultan vulnerables y creemos que los que exhiben este comportamiento con mayor frecuencia podrían sufrir mayor grado de depredación. Éste pudiera ser un interesante tema para completar el estudio de la interacción depredatoria entre lobos y ponis salvajes.

6.2.3.4. Influencia del sexo en la mortalidad

Para casi todos los años y sobre el total de la muestra, las tasas de mortalidad observadas fueron más altas en el caso de los machos, aunque las diferencias no tuvieron una significación estadística clara (ap. 5.2.2.5.). Asimismo, los análisis de supervivencia proporcionaron mayores índices de supervivencia para las hembras, aunque tampoco se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas (ap.5.2.3.3.).

La preponderancia de hembras en la población adulta es un fenómeno habitual en équidos y, en general, en mamíferos con sistemas reproductivos basados en la poliginia. Han sido discutidas ampliamente las causas que dan lugar a este sesgo hacia las hembras en la razón de sexos, tanto en équidos (Berger 1983, Garrott 1991), como en vertebrados en general (Trivers y Willard 1973, Clutton-Brock *et al.* 1985). Si la razón de sexos al nacer es próxima a la paridad, el aumento de la proporción de hembras con el paso del tiempo, solo se explica por un menor grado de supervivencia de los machos (Garrott 1991). En especies con sistemas reproductores con poliginia la competencia entre machos por el acceso a las hembras en época de cría disminuye su supervivencia, pues supone un gran coste energético, y en ocasiones da lugar a lesiones graves (Berger 1983, 1986, Garrott 1991). La mayor tendencia a dispersarse de los machos subadultos les supone un mayor estrés y les expone a un mayor riesgo de depredación (Clutton-Brock *et al.* 1985, Garrott 1991). La mortalidad también puede ser superior en machos por su mayor requerimiento nutricional debido a sus elevadas tasas metabólicas y de crecimiento, que les hacen más vulnerables en épocas de escasez (Trivers y Willard 1973, Clutton-Brock *et al.* 1985, Garrott 1991). También se ha propuesto una mortalidad diferencial debida a la depredación, aunque la revisión de Berger (1983) muestra que esta mayor preponderancia de hembras en poblaciones de équidos también se observa en zonas donde los depredadores están ausentes.

Berger (1983, 1986) describe que, en el caso de las cebras, la incidencia de la depredación por leones es superior sobre machos adultos que sobre las hembras. En los estudios realizados sobre caballos cimarrones (Berger 1983, 1986, Garrott y Taylor 1990, Garrott 1991) se pone de manifiesto una supervivencia significativamente menor en machos adultos que en hembras; además Garrott y Taylor (1990) mencionan este fenómeno para una clase de edad que incluye desde el nacimiento hasta los 4-5 años. Hasta ahora, las posibles diferencias en la mortalidad juvenil según el sexo no habían sido estudiadas en los caballos salvajes. Estudios sobre la supervivencia juvenil en otras especies de ungulados, mencionan una mayor incidencia de la depredación sobre los machos: corzo (Gaillard *et al.* 1993, Aanes y Andersen 1996), carnero de las Rocosas *Ovis canadensis* (Jorgenson *et al.* 1997) y wapití (Smith *et al.* 2006). Mientras que otros autores, que también centraron sus investigaciones en la supervivencia juvenil, no observaron en absoluto un diferente grado de depredación entre sexos: corzo (Janemo *et al.* 2004), caribú (Adams *et al.* 1995), o ciervo de cola blanca (Long *et al.* 1998).

Nuestros resultados sugieren que, la distinta supervivencia entre sexos que favorece a las hembras, puede comenzar ya durante el primer año de vida, por lo menos en poblaciones sometidas a depredación de lobo. Esta mayor mortalidad de los potros machos, podría estar

relacionada con un comportamiento diferencial entre ambos sexos, con un factor fisiológico, o a una combinación de ambos.

Los potros de ambos sexos sufrieron con la misma frecuencia ataques resultantes sólo en heridas (ap. 5.2.2.3.), pero en los machos observamos un mayor nivel de mortalidad, lo que podría indicar que las yeguas defienden con la misma intensidad a sus crías independientemente de su sexo, pero los machos se exponen con mayor frecuencia a situaciones en las que sus madres no los pueden defender. En futuros trabajos sobre la materia, podría ser interesante abordar el análisis de la distancia entre los potros y sus madres según el sexo.

Los mayores requerimientos nutricionales de los machos, debidos a su mayor tasa de crecimiento y tamaño corporal (Clutton-Brok *et al.* 1985), también podrían explicar su mayor mortalidad, pues ambos son factores que pueden influir en su vulnerabilidad a la depredación. En este sentido, Monard *et al.* (1997) pusieron de manifiesto que los potros macho tienen menos probabilidades de sobrevivir en años malos que las hembras. Asimismo, Clutton-Brok *et al.* (1985) observaron una mayor debilidad de los machos de ciervo en condiciones de escasez de alimento. Por todo esto, es posible que los potros macho resulten más sensibles a la escasez de alimento y a una mala forma física de sus madres, debilitándose con mayor facilidad y resultando más vulnerables a la depredación, si las condiciones ambientales son adversas. Sus mayores requerimientos energéticos también pueden debilitar en mayor medida a sus madres, que invierten más energía en criar machos que hembras (Berger 1986), pudiendo incluso impedirles protegerlos.

6.2.3.5. Influencia del color de la capa sobre la mortalidad de los potros

Observamos, aunque no con diferencias estadísticamente significativas, una menor supervivencia de los potros castaños frente a los alazanes, mientras que los negros y grises muestran grados de supervivencia intermedia (ap. 5.2.3.4.).

El poni gallego ha sido descrito como un animal de capa castaña u oscura (Iglesia 1973, Fernández *et al.* 2001). Iglesia (1974) explica la existencia de ejemplares alazanes, entre los ponis salvajes del centro y norte de Galicia, por la introducción de individuos, generalmente garañones, de razas bretonas para incrementar el peso del canal de los potros. Sobre esto, Bárcena (2012) opina que la existencia de depredadores, la dureza del hábitat y la necesidad de subsistir a base de forrajes pobres y leñosos, impiden la supervivencia a largo plazo de posibles híbridos, aunque acepta la posibilidad de que, en determinadas áreas propicias para la

subsistencia de caballos propiamente dichos, es posible que se hubiese llegado a producir contaminación genética, pero que en cualquier caso debería ser demostrada. Este mismo autor opina que, las capas alazana y torda, que lucen muchos ponis salvajes en diferente proporción dependiendo de la zona donde habiten, también deberían ser consideradas características de los garranos, mientras no se pruebe lo contrario.

La población de ponis salvajes en Galicia no se ha dejado evolucionar de forma absolutamente natural, ya que los *besteiros* pueden seleccionar ciertas características y capas, mediante la introducción de un determinado garañón, o seleccionando los potros que serán dejados en el monte. Sin embargo, dado el alto porcentaje de potros que mueren depredados, los lobos ejercen una selección natural año tras año, actuando como fuerza evolutiva y, por lo tanto, pudiendo seleccionar diversas características de los ponis. Nosotros hemos observado que la depredación parece favorecer las capas claras: alazana o tostada, frente a las oscuras: castaña o negra, si bien este resultado solo se aproximó a ser estadísticamente significativo.

La diferencia más clara en supervivencia resultó al comparar la capa castaña con las demás, tanto mediante el análisis de Kaplan-Meier (ap. 5.2.3.4.) como con la regresión de Cox (ap. 5.2.3.7.). Este resultado resulta curioso, ya que la capa castaña es la predominante en el poni gallego (Iglesia 1973, Fernández *et al.* 2001). En futuras investigaciones sería interesante ampliar el estudio sobre este aspecto a otras zonas de Galicia para poder confirmar este resultado y tratar de entender la relación entre el color de la capa y la supervivencia.

6.2.3.6. Influencia de la época de nacimiento sobre la mortalidad de los potros

Hemos observado una clara influencia de la época de nacimiento en la supervivencia de los potros (ap.5.2.3.5.). Se observó una mayor supervivencia de los potros nacidos al principio de la temporada de partos, entre finales de marzo y abril, diferencia que resultó estadísticamente significativa. También se observó mayor supervivencia de los potros nacidos en el pico de partos, es decir, cierto efecto positivo de la sincronización reproductora; aunque el hecho de que esta diferencia sólo se aproximara a ser estadísticamente significativa en los análisis univariantes y esta variable no fuera retenida en la regresión de Cox, nos invite a ser prudentes. El pico de partos se produce generalmente en abril, así que es difícil distinguir el efecto positivo de nacer al comienzo de la época reproductora y nacer en el pico de partos.

Las especies con crías precoces que acompañan a su madre desde el nacimiento y huyen con ella en caso de ataque se denominan *followers* (Lent 1974) En *followers*, la sincronización

reproductora puede actuar reduciendo la depredación sobre las crías (Estes 1976, Rutberg 1987, Sinclair *et al.* 2000). Existen varias explicaciones para el funcionamiento antidepredatorio de la sincronización reproductora (Estes 1976, Rutberg 1987, Ims 1990): 1) La presencia simultánea de muchas crías reduce la probabilidad individual de ser atrapado por el depredador, lo que se conoce como “saturación del depredador”; 2) La existencia de comportamientos de defensa colectiva; 3) El efecto de confusión del depredador. En especies con crías crípticas cuya defensa consiste en permanecer escondidas entre la vegetación (*hiderys*) (Lent 1974), los tres mecanismos por los que la sincronización reproductora tiene efecto antidepredatorio no son tan efectivos (Rutberg 1987). Al contrario, una alta densidad de presas escondidas puede, en ciertas circunstancias ecológicas, aumentar la tasa de encuentro con el depredador y facilitar la formación de una imagen de búsqueda (Tinbergen 1960 en Curio 1976). Ims (1990) incluso propuso que la falta de sincronización puede reducir la depredación en el caso de depredadores generalistas, ya que éstos sólo se centran en una determinada presa cuando la población de la misma excede cierto nivel y les resulta fácil encontrarlas.

Los ponis siguen a sus madres desde que nacen, es decir se comportan como *followers*. Por lo tanto, se espera que nacer en el momento de concentración de los partos aumente su supervivencia. Observamos que los potros nacidos en el pico de partos: en la quincena que concentró el mayor número de nacimientos, presentaron mayor supervivencia que los nacidos fuera del pico, aunque las diferencias sólo se aproximaron a ser significativas. Este resultado, aunque no definitivo, obtenido para los ponis salvajes de Galicia, apoya las hipótesis existentes sobre la sincronización reproductora como estrategia para minimizar la depredación. Efecto que ha sido puesto de manifiesto en diversas especies cuyas crías siguen a sus madres desde el nacimiento, como caribú (Adams *et al.* 1995) y ñu azul (Estes 1976).

La mayor supervivencia de las crías nacidas al comienzo de la estación reproductora también ha sido observada en trabajos sobre otras especies. Estes (1976) en su trabajo sobre el ñu, *follower* característico, relata que los depredadores parecen no prestar atención a las crías que nacen al comienzo de la temporada. Goodloe *et al.* (2000) describe tasas de supervivencia menores en los potros nacidos después de junio y las asocia a un aumento de la temperatura, mayor parasitismo potencial por insectos y una menor calidad del forraje, lo que indica que esta mayor mortalidad de los que nacen tarde también se da en poblaciones de caballos no sometidos a depredación. En el ganado vacuno Oakleaf *et al.* (2003) también observaron que los terneros nacidos tarde eran más susceptibles a la depredación por lobo. Testa *et al.* (2000) observaron que las crías de alce nacidas al principio de la estación reproductora tenían mayor probabilidad de sobrevivir que las que nacían más tarde; estos autores lo atribuyen a que los jóvenes alces alcanzan el tamaño necesario para su defensa, antes de que los depredadores se

puedan ajustar a la disponibilidad estacional de presas vulnerables. En el caso de los ponis, al comienzo de la temporada de partos la probabilidad de depredar sobre un potro es baja porque hay pocos y los que hay están muy unidos a sus madres. Así que, para los lobos no merece la pena centrarse en estas presas hasta que comienza a haber muchas disponibles, lo que también pudiera tener relación con una respuesta funcional de los lobos a la abundancia de potros. Después llega el periodo de concentración de partos, con lo que hay muchos potros vulnerables a la vez y, los que han nacido antes ya son más grandes y fuertes, y su madre aún los defiende, por lo que resultan ser los menos vulnerables.

Por lo contrario, otros trabajos, tanto sobre *followers* como sobre *hiders* han documentado una mayor mortalidad de las crías que nacen al comienzo de la estación reproductora. En el caso del corzo, Jarnemo *et al.* (2004) lo atribuyen al escaso desarrollo de la vegetación al comienzo de la primavera, que no les proporciona escondites efectivos a los corcinos. En caribú, Adams *et al.* (1995) atribuyen la mayor mortalidad de las crías tempranas a la existencia de pocas crías para saciar a los depredadores y a que son las primeras en agregarse en guarderías, con lo que, cuando tiene lugar la mayor parte de la depredación, son más fácilmente detectables que las nacidas más tarde.

Los potros nacidos durante el pico de los partos: quincena de mayor concentración, probablemente se benefician del efecto de saciado del depredador. Los últimos en nacer resultan más vulnerables en relación a los que han nacido al principio de la estación reproductora, ya más fuertes y experimentados, porque cuando nacen hay menos potros vulnerables disponibles y, por lo tanto, las estrategias de dilución del riesgo y saciado del depredador ya no funcionan como en el pico de partos (Testa 2002, Barber-Meyer *et al.* 2009). Por otro lado, es probable que los nacidos en abril aprovechen mejor los pastos, transformados en leche materna, que los nacidos más tarde (Goodloe *et al.* 2000), y que, por lo tanto, también sean más fuertes y menos asequibles a los lobos.

6.2.4. El éxito reproductor de las yeguas como medida de eficacia biológica

El índice de éxito reproductor presentó una gran variación individual durante los 3 años del periodo de estudio: un 17% de las yeguas consiguió ≥ 2 potros subadultos, 48% uno y 35% ninguno (Tabla 62 y Anexo VII). Dos yeguas consiguieron sacar adelante 3 potros cada una, como por ejemplo la de la figura 111.



Fig. 111. La yegua C42 de la manada del Alto (Monte Campelo), fue la que logró mayor eficacia biológica durante el periodo de estudio: parió todos los años sobreviviendo todos sus potros. En la foto nos observa preocupada por su potro (C42.06), que está sentado junto a ella. C42 nació en Campelo en 2001, su primer parto fue en 2005; de capa castaña con cordón y una calza, y de 1,34 m de altura a la cruz. C42.06 llegó a convertirse, en 2008, en el garañón de un pequeño grupo de yeguas maximizando de este modo la transmisión de genes de su madre a las siguientes generaciones. (Fotografía: F. Bárcena)

Hemos calculado este índice de éxito reproductor de cada yegua como el producto de su índice de partos por el índice de supervivencia de sus potros (ap. 5.2.4.). Su resultado equivale al número de potros supervivientes por yegua anualmente, lo cual constituye una medida de la eficacia biológica de la yegua. Los componentes de la eficacia biológica, o *fitness* (Soler *et al.* 2001), son: supervivencia hasta la edad reproductora, longitud del periodo reproductor, fecundidad y supervivencia de las crías (Clutton-Brock 1988). Una de las valoraciones más completas de la eficacia biológica en ungulados, fue realizada en la revisión de Gaillard *et al.* (2000), que consideraron tanto la supervivencia como la fecundidad para cada clase de edad. La

eficacia biológica generalmente se mide a lo largo de toda la vida del individuo (Clutton-Brock 1988), mientras que nosotros la hemos calculado en un lapso de tiempo de tres años, valorando dos de las componentes del *fitness*: la fecundidad de las yeguas y la supervivencia de los potros durante su primer año de vida.

Lloyd y Rasa (1989) valoraron la eficacia biológica de las cebras de montaña en un periodo de estudio de 20 años, como el número de crías que sobreviven hasta la edad reproductora por yegua. Estos mismos autores calcularon la eficacia biológica anual como el número de potros supervivientes por yegua y por año. Esta definición de eficacia biológica anual se corresponde con lo que nosotros hemos denominado índice de éxito reproductor. Estos autores observaron una tasa anual reproductora media en la población de cebras reproductoras (hembras) de $0,35 \pm 0,24$, que por definición equivaldría a nuestro índice de partos medio (0,62 en UZ y 0,71 en CPL: ap. 5.2.4.). Mientras que calcularon una eficacia biológica anual de $0,21 \pm 0,22$, similar a la observada por nosotros (0,36 en UZ y 0,26 en CPL: ap. 5.2.4.). Observamos que la eficacia biológica de esta población de cebras es similar a la de las yeguas de poni salvajes del Centro de la Dorsal Gallega, pero en los ponis salvajes se alcanza mediante tasas de parto muy superiores e inferiores tasas de supervivencia de los potros.

Weladji *et al.* (2008) atribuyeron las variaciones observadas en la reproducción y la supervivencia de las hembras de reno (*Rangifer tarandus*) a diferencias en su calidad individual, ya que registraron que la reproducción y el cuidado de la cría, en lugar de suponer un coste en la reproducción futura, estaban relacionados con una mayor probabilidad de sobrevivir y de volver a reproducirse al año siguiente. También Crampe *et al.* (2009) destacan la importancia de la calidad individual en la eficacia biológica de las hembras de rebeco (*Rupicapra pyrenaica*). Nuestros resultados parecen confirmar estas teorías sobre la calidad individual, debido a la mayor probabilidad de parir en años sucesivos que tienen las yeguas cuyos potros sobreviven (ap. 5.2.1.1.) y a las marcadas diferencias observadas en los índices de éxito reproductor (ap. 5.2.4.). La diferencia de eficacia biológica entre las yeguas que sacaron adelante 2 ó 3 potros durante los 3 años de estudio (*I. éxito* > 0,60) y las que no sacaron adelante ningún potro (*I. éxito* = 0) podría deberse asimismo a su calidad individual, tal como sugirieron Weladji *et al.* (2008) y Crampe *et al.* (2009). Nuestra opinión es que, las yeguas de mayor calidad, son las mejor adaptadas a su hábitat por su mayor rusticidad y pureza, como consecuencia de un largo proceso de adaptación, que les permite parir anualmente sin coste significativo. Sería interesante poder determinar en qué medida, las hijas de estas yeguas de calidad, exhiben la misma eficacia biológica que sus madres, investigación que sería interesante desarrollar en un estudio a más largo plazo. Asimismo sería interesante analizar en posteriores estudios si existen algunas

características morfológicas y genéticas que permitan diferenciar estas yeguas con mayor eficacia biológica.

Lloyd y Rasa (1989) observaron una mayor eficacia biológica en las cebras dominantes, lo que nos hizo pensar en la importancia de los factores sociales sobre la eficacia biológica de las yeguas, aspecto que abordamos en el siguiente apartado.

6.2.5. Estructura social de los ponis

Whitehead (2008a) define la estructura social como la forma en la que un individuo interacciona con los demás. La estructura social de ponis y caballos salvajes o asilvestrados ha sido descrita como formada por grupos estables o permanentes a lo largo del año, denominados manadas (Rubenstein 1981, Mccort 1984, Keiper 1985, Berger 1986, Rubenstein 1994, Pacheco y Herrera 1997, Linklater 2000, Linklater *et al.* 2000). Generalmente estos grupos están compuestos por varias yeguas con sus potros y un garañón (Feist y Mccullough 1975, Rubenstein 1981, Keiper 1985, Berger 1986, Pacheco y Herrera 1997, Linklater 2000, Linklater *et al.* 2000). También pueden existir grupos de yeguas con sus potros, pero sin macho (Tyler 1972), o con más de un macho (Mccort 1984, Berger 1986, Pacheco y Herrera 1997, Linklater *et al.* 2000), y se han descrito con frecuencia manadas de machos jóvenes (Rubenstein 1981, Mccort 1984, Keiper 1985, Berger 1986), así como la existencia de individuos solitarios (Rubenstein 1981, Keiper 1985).

Los trabajos de H. Klingel en Rubenstein (1981) y en Mohelman (1998), fueron los primeros en poner de manifiesto la existencia de dos tipos principales de organización social en équidos: 1) Los caballos salvajes o asilvestrados, el caballo de Perzowski o takhi, la cebra de los llanos y la cebra de montaña se organizan en grupos estables no territoriales de varias hembras con sus crías y un macho que se aparea con las hembras del grupo, pudiendo existir grupos de machos sin harén; 2) La cebra de Grevi (*Equus grevyi*), el asno salvaje africano y el asno salvaje asiático forman asociaciones temporales y los machos defienden un territorio, apareándose con las hembras que entran en el mismo, correspondiendo las únicas asociaciones permanentes identificadas a pequeños grupos de yeguas con sus crías.

La existencia de distintos tipos de organización social en especies tan parecidas y tan cercanas evolutivamente han sido atribuidas a las características del hábitat y a la disponibilidad espacial y temporal de recursos (Rubenstein 1986). Según este autor, en hábitats áridos, como el

de los asnos salvajes y la cebra de Grevi, el agua y los recursos escasean, así que las hembras no forman grupos permanentes porque esto intensificaría la competencia intraespecífica; como consecuencia de esto, los machos obtienen una mayor eficacia biológica defendiendo un territorio que contenga estos recursos y apareándose con las hembras que acudan a ellos en busca de agua o alimento. En los hábitats con más agua y recursos, los grupos de hembras se desplazan en busca de alimento y los machos acompañan y defienden el grupo de hembras en lugar de un territorio concreto.

En cuanto al uso del espacio, gran parte de los trabajos realizados recogen que los caballos y ponis salvajes o asilvestrados ocupan áreas de campeo no exclusivas y no defendidas (Tyler 1972, Mccort 1984, Berger 1986). Sin embargo, en la Isla de Shackleford Banks se encontraron evidencias de que los ponis mantienen territorios permanentes, cuyas fronteras apenas varían temporalmente (Rubenstein 1981). Nuestras observaciones de campo sugieren de un modo claro que los ponis de Campelo (ap. 3.2.2.) se reparten el monte en áreas de campeo exclusivas; incluso después de ser liberados de la manga de captura (ap. 4.2.10.), volvían directamente a sus áreas de campeo habituales. Linklater (2000) afirma que en équidos no se puede hablar de territorialidad sino de que las manadas son leales a sus áreas de campeo no defendidas y que los eventos de defensa sólo se dan en presencia del grupo de yeguas, es decir que los garañones en realidad están defendiendo al grupo. En efecto, todos los enfrentamientos que hemos registrado entre garañones de manadas vecinas fueron en presencia de las yeguas, pero hemos registrado sistemáticamente el marcaje con pilas, como el descrito por Ransom y Cade (2009), en los bordes del territorio de cada macho y el intento de los garañones de reunir en su manada a las hembras que entraban en su territorio. Esta territorialidad podría ser consecuencia del confinamiento de los ponis en un monte cerrado, donde los recursos alimentarios y de agua son limitados, forzando a los ponis a repartirse el monte en territorios con recursos que puedan cubrir todas sus necesidades: alimento, agua y refugio.

Los trabajos previos realizados sobre équidos, generalmente se han limitado a describir los distintos tipos de grupos observados (Rubenstein 1981, Mccort 1984, Keiper 1985, Berger 1986, Rubenstein 1994, Pacheco y Herrera 1997, Linklater 2000, Linklater *et al.* 2000). La utilización de técnicas de análisis de asociaciones animales como la que hemos aplicado (análisis de asociaciones entre individuos con SOCPROG según Whitehead 2008a) permite cuantificar las características sociales de cada individuo, así como también del conjunto de una población. De esta manera, se puede comparar la estructura social de las distintas poblaciones de una forma más objetiva, detectar diferencias entre poblaciones y relacionarlas con características de su hábitat. Permite incluso análisis más complejos, abordando la relación entre las características sociales de cada yegua y las tasas de parto y de supervivencia de los potros.

El análisis de redes sociales, para describir la estructura social de las poblaciones, resulta un gran avance en el campo del estudio del comportamiento animal, puesto que permite cuantificar las relaciones sociales de un individuo (Wey *et al.* 2008). Estos análisis se aplicaron inicialmente a las sociedades humanas y tardaron mucho en comenzar a usarse en el campo del comportamiento animal (Wey *et al.* 2008). A partir del año 2000 comenzaron a aplicarse a orcas (*Orcinus orca*), delfines y otros cetáceos (Baird y Whitehead 2000, Gowans *et al.* 2001, Lusseau *et al.* 2003, Baird *et al.* 2008, Díaz López y Bernal Shirai 2008). También se han empleado para el estudio de la estructura social del elefante africano *Loxodonta africana* (Wittemyer *et al.* 2005). En équidos se han aplicado técnicas similares para asno salvaje asiático (Rubenstein *et al.* 2007, Sundaresan *et al.* 2007) y cebra de Grevy (Sundaresan *et al.* 2007). La aplicación de métodos cuantitativos para describir la estructura social de los ponis es conveniente, debido a que otros tipos de análisis presentan una mayor carga subjetiva. Esta tesis constituye el primer trabajo científico cuantitativo sobre estructura social de los ponis salvajes y de los primeros sobre équidos a nivel mundial.

La revisión de los trabajos previos nos hacía esperar una organización social en grupos permanentes o manadas que permanecen unidas todo el año. Nuestras observaciones y análisis sobre la estructura social de los ponis en el Campelo confirman una organización social a nivel primario, consistente en manadas compuestas por un macho, entre 11 y 27 yeguas, sus potros del año y algunos subadultos de los 2 años anteriores. Esta población evolucionó de forma natural a partir de 2006. Hasta ese año, la práctica totalidad de los potros era retirada en otoño y el número de garañones se mantenía de forma artificial (ap. 1.4.3. y 6.2.1.2.). La ausencia de subadultos simplifica en gran medida la estructura social. Hemos observado como ésta se fue complicando a lo largo de los tres años de estudio, pues se fueron diferenciando pequeños grupos de 2-3 yeguas con sus crías de años anteriores, yeguas que en 2006 permanecían más cohesionadas con la manada.

Además de la macroestructura social a nivel primario, consistente en 3 grandes manadas, los dendogramas y sociogramas (ap. 5.2.5.) sugieren un segundo nivel de organización formado por grupos de ponis cuyos individuos mostraban estrechos lazos entre sí; algunos de ellos formados por 2-6 yeguas y su prole, otros de 2-9 yeguas similares pero que además contenían al garañón (Fig. 91). Este segundo nivel de agrupación coincide con lo que, en otros trabajos con poblaciones totalmente naturales, denominan manada (Rubenstein 1981, Keiper 1985, Berger 1986, Pacheco y Herrera 1997, Linklater 2000, Linklater *et al.* 2000). Probablemente, si aumentara el número de garañones en Campelo, todos estos grupos de hembras se convertirían en manadas propiamente dichas.

Se han descrito dos consecuencias de la reducción artificial del número de garañones en las poblaciones: 1) La existencia de pocas manadas numerosas, tantas como garañones (Keiper 1985); 2) La existencia de pequeños grupos de yeguas sin macho (Tyler 1972, Linklater 2000). En los ponis de New Forest muchos garañones se retiran del monte durante el invierno, lo que da lugar a la formación de muchos grupos de yeguas sin macho (Tyler 1972). Como el número de machos por hembra es variable a lo largo del año, probablemente los pocos machos que permanecen en el monte continuamente no llegan a reunir manadas más grandes, ya que en la época de cría necesitarían mucha energía para mantenerlas y evitar que los machos que vuelven al monte se las arrebaten; así que, los grupos de hembras permanecen formados todo el año. En nuestro caso hemos observado una combinación de ambos efectos. Por un lado, las yeguas se organizaron formando tres grandes manadas, una por garañón. Las manadas de Alto y Fonte eran numerosas, y crecieron durante el periodo de estudio. Sin embargo, en el seno de la del Pastizal se observó el proceso de creación de pequeños grupos de hembras sin macho o con subadultos actuando de garañones (ver sociogramas b: Fig. 92-94). Esto se vio favorecido por el hecho de que el garañón de esta manada se debilitó (ap. 5.2.1.4).

La interpretación de nuestros resultados es que, la organización de los ponis del Campelo en tres grandes manadas, es una consecuencia del manejo al que se hallan sometidos y que, si se los dejara evolucionar de forma natural, los grupos cohesionados de yeguas, que hemos diferenciado mediante los sociogramas, podrían adquirir la condición de verdaderas manadas.

El análisis de las tasas de asociación por lapsos, sugirió que las yeguas presentan un patrón de asociación con *dos niveles de encuentros casuales* (ap. 5.2.5.). Según este modelo la estructura social de estos ponis se basaría en 2 tipos de asociaciones con distinto grado de permanencia: el 51% de las compañías se mantienen entre muestreos, pero un 49% de compañías no se mantienen en un mismo muestreo. Esto probablemente se deba a que el nivel de análisis es muy fino y a que en una misma prospección detectamos varias veces a una yegua, siempre en el territorio de su manada pero con distintas compañeras. Hay que tener en cuenta que las tasas de asociación por lapsos no describe la estructura social en su globalidad sino sólo un aspecto de la misma: su variabilidad temporal (Whitehead 2008a). Este análisis nos permite afirmar que, aunque las relaciones entre yeguas muestran un alto grado de estabilidad, no es un sistema cerrado sino dinámico y ciertas yeguas pueden cambiar de manada o de asociación preferida; hay yeguas que parecen inseparables y que permanecen juntas más de un año consecutivo, pero luego, por alguna circunstancia, deciden cambiar de grupo o incluso de manada. Nuestras observaciones indican que, en algunos casos, los cambios se produjeron

después de un acontecimiento traumático, como la pérdida del potro. Es posible que las yeguas cambien de grupo en busca de mayor seguridad. Observamos también que algunas yeguas se alejaron del grupo para criar su potro en solitario.

6.2.6. Influencia de la sociabilidad de las yeguas en su éxito reproductor

Nuestros resultados muestran que, las yeguas con alta sociabilidad y fuertes vínculos con algún otro poni adulto (*SRI* *máximos* altos), poseen mayores índices de éxito reproductor y de partos (ap. 4.4.8. y 5.2.6.). Asimismo sugieren que, las yeguas con índices de asociación altos, así como las pertenecientes a grupos de tamaño grande, obtienen mayores índices de supervivencia de sus potros, aunque este resultado carece de significación estadística. La estabilidad temporal en las asociaciones de yeguas también parece tener influencia en la supervivencia de los potros.

Los patrones de mortalidad y éxito reproductor de los mamíferos están fuertemente influenciados por la estructura social (Whitehead 2008a). A continuación describimos nuestras hipótesis de trabajo y los resultados que hemos obtenido sobre cada una de ellas, tratando de explicarlos:

Sobre la fuerza de los vínculos sociales entre yeguas (*SRI* *máximo*).- En babuinos se ha obtenido que, las crías de hembras que forman vínculos sociales fuertes con otras hembras adultas, viven más y que sin embargo este efecto no tiene relación con el rango social (Silk *et al.* 2009). La integración social se ha descrito como un factor que puede predecir la tasa de partos en ponis y, en cierta medida también, la supervivencia de las crías, ya que disminuye el acoso por parte de otros miembros de la población y reduce el estrés (Cameron *et al.* 2009). El establecimiento de lazos fuertes con otras yeguas, también podría suponer colaboraciones estrechas en la defensa colectiva de las crías. En este sentido, Schaller (1972), en su trabajo sobre los leones del Serengeti, expone que las cebras pueden defender a sus crías de depredadores como guepardos, licaones o hienas y, que aunque la defensa de la cría generalmente sólo la realiza la madre, varias hembras y un macho pueden atacar a un depredador. Este autor considera que la cohesión (alto grado de asociación) parece promover la defensa común de las crías.

Esperábamos mayor supervivencia de los potros de las yeguas con mayor *SRI* *máximo*, puesto que las mejor integradas socialmente podrían beneficiarse de la defensa colectiva ante los depredadores, pero no fue así. Hemos obtenido correlación entre el *SRI* *máximo* y el índice

de éxito (ap. 5.2.6.), lo que confirma que las yeguas con vínculos más fuertes con otros ponis poseen mayor éxito reproductor. Pero los resultados indican que el SRI *máximo* influye más claramente en el índice de partos que en el índice de supervivencia de los potros.

Sobre el tamaño del grupo.- Los ponis requieren gran cantidad de vegetación para sobrevivir, así que disponer del mayor tiempo posible para alimentarse es clave para maximizar su eficacia biológica (Rubenstein 1994). Vivir en grupos grandes implica que cada animal permanece menos tiempo vigilando y más tiempo alimentándose, como ha sido puesto de manifiesto en numerosos trabajos, por ejemplo por Kluever *et al.* (2009) en vacas extensivas y por Lung y Childress (2007) en wapitíes, y una disminución de la probabilidad individual de ser depredado (Rubenstein 1994, Schaller 1972). Estos beneficios de la vida en grupo nos hacían esperar una mayor supervivencia de los potros de yeguas que exhiben mayor tamaño típico del grupo (*TTG*). La supervivencia de los potros fue mayor en las yeguas integradas en grupos grandes (*TTG* >9), aproximándose los resultados a ser estadísticamente significativos ($P = 0,095$; ap. 5.2.6., Fig. 98), lo que sugiere que estar integradas en grupos de más de 9 individuos, incluido el garañón, parece redundar positivamente en la supervivencia de los potros.

Sobre el vínculo con el macho de la manada.- Se ha descrito que los machos de cebras pueden exhibir un comportamiento de defensa de la manada frente a depredadores de tamaño medio (Schaller 1972), por lo que es posible que los garañones también participen en la defensa de los potros. El garañón suele preocuparse por mantener a las yeguas unidas y dentro de su área de campeo (Rubenstein 1981). Para una yegua, pertenecer a un grupo asociado a un macho de alto rango, minimiza el acoso que podría sufrir por parte de otros machos, puesto que su garañón los ahuyentará, lo que le permitirá mayor libertad de movimientos y tiempo para alimentarse (Rubenstein 1994). Por todo ello predecimos que los potros pertenecientes al grupo del garañón podrían ser menos vulnerables a la depredación. La supervivencia de los potros según el análisis de Kaplan-Meier resultó ligeramente superior para las yeguas con un índice de asociación con el garañón >0,40, pero esta diferencia no resultó estadísticamente significativa (ap. 5.2.6.). Estos resultados no son claros, aunque apuntan a una mayor supervivencia de los potros de yeguas con mayor grado de asociación con el garañón. Es posible que estas yeguas sean las mismas que muestran un alto índice de asociación con otras yeguas y gregarismo alto, confundiendo los efectos de los análisis univariantes.

Sobre la estabilidad temporal de las asociaciones.- Esperábamos asimismo mayor supervivencia de los potros de yeguas con relaciones temporalmente más estables. La falta de estabilidad social implica desenvolverse por nuevas áreas de campeo que no se conocen bien, mayor acoso de los garañones e incluso de otras yeguas. Por todo esto es lógico esperar una

menor eficacia biológica asociada a este comportamiento social. El análisis de la tasa de asociación por lapsos, confirmó nuestra hipótesis, mostrando que las yeguas con mayores índices de supervivencia de sus potros eran las que presentan mayor estabilidad temporal en sus asociaciones (Fig. 99). Las yeguas que cambian con más frecuencia de compañeras y de manada, son las que sufrieron mayor mortalidad de sus potros.

En general los parámetros sociales son difíciles de cuantificar y al realizar representaciones cuantitativas de las relaciones se deben utilizar datos sobre un periodo de tiempo suficiente para obtener resultados representativos (Whitehead 2008a). Posiblemente una mayor dimensión de la muestra y un trabajo a más largo plazo, permitirían obtener unos resultados más sólidos.

6.2.7. Implicaciones para el manejo de los ponis salvajes en Galicia

La parte de la tesis correspondiente a la ecología de los ponis salvajes y la depredación por lobo profundiza en las relaciones depredador-presa entre lobos y ponis, tema sobre el que existía un gran vacío científico. De nuestros resultados se pueden extraer algunas sugerencias para mejorar la gestión y el manejo de las poblaciones de ponis salvajes, para facilitar la gestión de los daños de los lobos y, en general, para propiciar la conservación de los ponis y del lobo.

El reconocimiento individual de los ponis por medio de sus características morfológicas, es una metodología viable para el estudio de la ecología de los équidos, pero también para la elaboración de un sistema de identificación individual como el desarrollado en Estados Unidos para el manejo de algunas poblaciones de équidos silvestres por los organismos responsables: The Wild Horse Identification and Management System (WHIMS) (Swann y Osborn 2000), que podría resultar de utilidad para la gestión de las poblaciones de ponis salvajes de Galicia.

Los factores que, según nuestros resultados, influyen más claramente en la probabilidad de supervivencia de los potros a la depredación (color de capa y momento del nacimiento) no son fácilmente manejables. Sin embargo, sí se pueden propiciar ciertas características sociales de los ponis que condicionan la supervivencia de los potros. Nuestros resultados indican que una mayor estabilidad social de las yeguas favorece la supervivencia de los potros frente a la depredación, razón por la que los *besteiros* debieran favorecer la cohesión y la estabilidad de las manadas, así como un grado de gregarismo intermedio, con tamaños de grupo de 8-11 individuos. Sugerimos una serie de medidas sencillas para minimizar la depredación:

1. No introducir animales de origen doméstico, no adaptados al monte, especialmente garañones, pues puede dar lugar a inestabilidad en las asociaciones entre yeguas (ap. 5.2.1.4.), que llevaría asociada mayor probabilidad de pérdida de los potros (ap. 5.2.6.) .
2. Menor proporción de yeguas por macho, propiciaría mayor estabilidad a las manadas, gregarismo de tipo intermedio, manadas más cohesionados y mayor nivel de asociación con el garañón, características, todas ellas, que parecen favorecer la supervivencia de los potros (ap. 5.2.6.).
3. En la medida de lo posible no realizar cambios de ponis adultos, a excepción de yeguas solitarias.

En el caso de pago de indemnizaciones por daños de lobo a los propietarios de los ponis, nuestros resultados sobre las causas de mortalidad (ap. 5.2.2.1.), las heridas sufridas por los potros (ap. 5.2.2.3. y 5.2.2.6.), así como la descripción detallada de los cadáveres de los potros muertos o devorados por los lobos expuesta en el texto (ap. 4.2.1.1.), puede facilitar el reconocimiento de los casos de depredación.

En gran número de casos de depredación por lobo, particularmente con los potros más jóvenes, resulta difícil localizar sus restos (ap. 5.2.2.1.3.). Esto indica la gran dificultad que supone encontrar los potros depredados y la conveniencia de utilizar otros indicadores para verificar la depredación por lobo. La presencia de potros heridos en el monte, combinado con la existencia de rastros de lobo, es un buen indicador de que los lobos efectivamente depredan sobre los potros en esa zona. En nuestra área de estudio, por cada 2 potros muertos se observó uno herido (Fig. 81).

Ante esta situación las indemnizaciones recomendadas serían subvenciones en áreas con depredación por lobo contrastada. De este modo podrían salir más beneficiados los *besteiros* que realizaran un manejo más equilibrado en lugar de aquel que sufriera más daños de lobo en sus ponis.

A pesar del alto nivel de depredación al que estaban sometidos los potros que estudiamos, nunca encontramos evidencias de que la depredación hubiese afectado a los adultos (ap. 5.2.2.2.). La mortalidad de potros en zonas loberas está asociada a la depredación en la mayor parte de los casos, pero la mortalidad de adultos se debe a otras causas como senescencia, malnutrición o enfermedades. Los cadáveres de los ponis adultos suponen una

gran cantidad de biomasa disponible en épocas de escasez como invierno, que es cuando se concentra la mortalidad. Los lobos dependen para su alimentación, tanto de los potros, como de los ponis que mueren por causas naturales a lo largo de todo el año (ap. 6.1.4.).

Los ponis salvajes forman parte de un sistema de manejo tradicional del monte, que se viene desarrollando en Galicia desde hace miles de años. Como ponemos de manifiesto en los resultados, el poni salvaje constituye una presa esencial para el lobo, a la vez que minimiza su impacto depredatorio sobre la ganadería, particularmente las crías del vacuno (Fig. 103). Pero la importancia de la conservación del poni salvaje va más allá de su relación con el lobo. Además, se trata de un valor natural de importancia excepcional, posiblemente el único remanente salvaje de *E. ferus* y claramente una peculiaridad zoológica del NW ibérico. Por otro lado es el herbívoro salvaje de mayor talla de los ecosistemas del NW ibérico, cuya acción fitófaga y de procesamiento de la vegetación ayuda al mantenimiento de determinados hábitats naturales, incluso probablemente influya en la dinámica de algunos hábitats de interés comunitario como los brezales (Directiva 42/93 Hábitats). Finalmente también controla la vegetación, evitando la fácil propagación de fuegos.

6.3. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo y depredación por lobo

6.3.1. Ecología reproductora del ganado vacuno semiextensivo

6.3.1.1. Tasas de parto de las vacas

La tasa de parto obtenida: 72% (ap. 5.3.1.1.), se asemeja o es inferior a las descritas para otras razas de vacuno con sistemas de manejo similares. En la literatura es habitual encontrar tasas de partos calculadas en rebaños creados y mantenidos en centros de investigación ganadera (Bayley y Moore 1980, Comerford *et al.* 1987, Montserrat Bermejo 1990), pero no en explotaciones, como es nuestro caso. En la Estación Experimental de la Universidad de Georgia se ha calculado la tasa de partos de vacas de diversas razas manejadas en semiextensivo, aunque combinando monta natural e inseminación artificial y asistiendo los partos problemáticos, observándose una tasa de 76% en Limusina (Comerford *et al.* 1987). Asimismo en otro Centro de Investigación situado en Reno se observó una tasa de partos de 88% en vacas de razas Hereford, Red Poll, Angus y Charolesa con monta natural (Bayley y Moore 1980). En el caso de la raza Rubia Gallega, Montserrat Bermejo (1990) menciona tasas de fertilidad de 86% para las vacas y de 62% para las novillas del rebaño de la finca de investigación de Mabegondo, cuyo manejo es similar al semiextensivo, salvo por la asistencia en los partos. Estos últimos autores separan las tasas de partos entre vacas y primíparas (novillas), al contrario que nosotros. Estas mayores tasas de parto que citamos podrían explicarse por el mayor manejo de estos rebaños, la mayor vigilancia del estado reproductor de las vacas y la asistencia en partos problemáticos, que minimiza los abortos incrementando el número de terneros nacidos.

En general, se ha calculado una tasa de partos de 76-82% en la dehesa extremeña (G. López de la Torre *et al.* 1987 en Martín Bellido *et al.* 2001) en rebaños de vacas Retinta, Avileña y Morucha en extensivo cubiertas por toros Limusina y Charolesa. En los rebaños de vacas nodrizas para producción de carne, con un manejo similar al que nosotros hemos denominado semiextensivo, Allen y Liénard (1992) recogen tasas de parto considerablemente superiores en vacas Limusinas (94%) y Charolesas (91%) en Francia, pero desconocemos detalles del manejo, que probablemente explicarían tan altas tasas de partos.

Estos últimos trabajos con los que comparamos nuestros resultados, describen las tasas de parto en un conjunto de explotaciones en las que el manejo puede ser muy variable y muchas pueden incluir inseminación artificial, concentración de los partos y asistencia, lo que podría explicar las diferencias observadas. En el caso del ganado semiextensivo objeto de la presente Tesis se empleaba la monta natural y el toro permanecía todo el año con las vacas (1.5.).

6.3.1.2. Razón de sexos al nacer

Las poblaciones de ungulados en general y en particular el ganado vacuno (Powell *et al.* 1975), presentan una relación de sexos al nacer próxima al 50% de machos (1:1). Aún así, es frecuente que en una misma población el sex-ratio varíe interanualmente (Moore-Crawford 2005).

En todas las explotaciones, excepto en Guntín, se observó una razón de sexos ligeramente sesgada hacia los machos, aunque sólo difirió significativamente de 1:1 en Montouto I (ap. 5.3.1.2., Tabla 65). En esta explotación, la única de raza cachena analizada, la razón de sexos obtenida resultó significativamente sesgada hacia los machos (1,51), lo cual pudiera deberse al efecto del semental mencionado por Powell *et al.* (1975), posibilidad que fue sugerida por el propietario de la explotación. Powell *et al.* (1975) sugieren la existencia de variaciones individuales en los sementales en cuanto a la razón de sexos de su prole, de forma que algunos individuos pueden dar lugar a una mayor proporción de machos o de hembras. Algunos trabajos también ponen de manifiesto la existencia de una razón de sexos sesgada significativamente hacia los machos en vacas de leche en las que se empleó inseminación artificial (1,04: Foote 1977; 1,12: Ansari-Lari 2006). En Guntín (Tabla 65), la única explotación con toro y vacas de pura raza Rubia Gallega, se registró la razón de sexos más sesgada hacia las hembras (0,94). Vallejo *et al.* (1989) obtuvieron una razón de sexos sesgada significativamente hacia las hembras (0,88) para la raza Rubia Gallega, sobre una muestra de 4.669 partos distribuidos a lo largo de 39 años. Nuestros resultados confirman este sesgo hacia las hembras en explotaciones semiextensivas con vacas de raza Rubia Gallega.

6.3.1.3. Fenología de los partos.

Como ya hemos visto al analizar la fenología reproductora de los ponis salvajes (ap. 6.2.1.4.), la estacionalidad del clima determina en gran medida las épocas de reproducción de los ungulados silvestres (Rutberg 1987), debido a su efecto sobre el desarrollo de la vegetación. Las

sociedades humanas mantienen a sus animales domésticos en un nivel nutricional alto, mediante el aporte de alimento en épocas de escasez de pasto, con el objetivo de maximizar la producción. Por ello y dado que se trata de una especie doméstica, era previsible una época de partos distribuida a lo largo de todo el año, pues este tipo de ganado no depende exclusivamente de la fenología de las plantas para su alimentación. Aún así, esperábamos un mayor número de partos en primavera, ya que el ganado semiextensivo, que vive permanentemente en los prados, debiera mostrar cierta dependencia de los ciclos de desarrollo de la vegetación. En efecto, se observó que el periodo de partos se extendía a lo largo de todo el año con un nítido repunte durante la primavera (ap. 5.3.1.3.; Fig. 100). Los partos se concentraron en primavera (marzo-junio) con un 55% del total. En rebaños para producción de carne con vacas nodrizas de raza Limusina en el sur de Francia, los partos se adelantan y se concentran entre enero y marzo, produciéndose en este periodo un 63% de los mismos (Allen y Liénard 1992), mientras que en el Centro de la Dorsal Gallega se repartieron más homogéneamente a lo largo de todo el año. No disponemos de más datos sobre el manejo que se realiza en estos rebaños de Francia, que nos permitan juzgar a que puede deberse esta diferencia. En general, la descripción de la fenología de los partos en este tipo de rebaños es escasa en la literatura.

En el Reino Unido existe una raza antigua de vacas denominada ganado salvaje blanco de Chillinham, del cual se ha preservado un rebaño aislado y sin apenas manejo, salvo por su alimentación suplementaria y la retirada de animales viejos y estériles; estas vacas paren a lo largo de todo el año, con un 35% de los nacimientos entre marzo y mayo y un 32% entre junio y agosto (Burthe *et al.* 2011). Entre marzo y mayo nosotros observamos un 45% de los partos y un 23% entre junio y agosto (Fig. 100), es decir, una mayor concentración de los mismos en primavera, mientras que en esta zona del norte de Inglaterra se produce un mayor porcentaje de partos en verano y en general los partos están más distribuidos a lo largo del año. Esto probablemente se deba a que estas vacas no son totalmente dependientes del medio ya que se les suministra alimento en invierno.

En la única de las explotaciones analizadas en la que se criaban vacas de pura raza Rubia Gallega (Guntín: ap. 4.1.3. Tabla 9), los partos se repartieron más homogéneamente a lo largo del año (Tabla 67), oscilando los porcentajes mensuales de partos entre <2% (enero) y 5% (febrero), hasta un 12% de valor máximo (abril, mayo y octubre). El trabajo de Legide (1996), también realizado sobre la raza Rubia Gallega, indicó que el 76% de los partos tuvo lugar entre invierno y primavera, es decir un porcentaje mayor que el observado por nosotros para este mismo periodo (66%). Mientras que Sánchez García (1978) pone de manifiesto partos más repartidos a lo largo del año, aunque en rebaños con un manejo intensivo, que duermen en

cuadras y tienen menor dependencia de los pastos naturales. Es posible que en Guntín también se dé un manejo más intensivo en cuanto a la alimentación suplementaria, menos dependiente de la alimentación sobre los pastos, lo que permite partos más distribuidos a lo largo del año.

La raza Cachena (Montouto) presentó la fecha media de partos más temprana: 16 de mayo (Tabla 66), junto con una alta sincronización reproductora (Fig. 101), quizás debido a su alta rusticidad y adaptación al medio, aspecto también puesto de manifiesto por Sánchez García *et al.* (1992).

En las vacas que hemos estudiado, el periodo mínimo en el que nació el 80% de los terneros fue de 208 días (Tabla 67), lo que posiblemente pone de manifiesto el efecto de las condiciones de la domesticación. En un bóvido salvaje como el bisonte americano, la sincronización de los partos es más marcada: el 80% de las crías nacen entre la última semana de abril y las 2 primeras de mayo, lo cual se explica por factores climáticos (Rutberg 1984). Los trabajos de Rutberg (1984) y de Green y Rothstein (1993) mostraron un periodo mínimo en el que nace el 80% de las crías de bisonte, de 23 y 54 días respectivamente. En vacas asilvestradas de la Isla de Ámsterdam, en el Océano Índico, el 78% de los partos se producen en un periodo de 120 días, debido a que parecen depender enteramente del medio para su subsistencia (Berteaux y Micol 1992). En comparación con nuestros propios resultados sobre los ponis salvajes, la sincronización reproductora global, o rango central de días en el que nacieron el 50% de los potros fue de 29 días (Tabla 42), frente a los 138 días para vacas semiextensivas (Tabla 67), aunque en esta diferencia también pudiera influir la diferente estrategia antidepredatoria de ambas especies: los ponis, *followers*, se benefician de la sincronización reproductora, las vacas, como *hidlers*, pueden obtener una mayor supervivencia de las crías espaciando temporalmente los nacimientos (Ims 1990, Aanes y Andersen 1996).

Tabla 76. Fenología reproductora, expresada en porcentaje de partos por estación, en el ganado vacuno semiextensivo del Centro de la Dorsal Gallega, mayoritariamente de raza Rubia Gallega y sus cruces, comparada con la expuesta en otros trabajos sobre las razas Rubia Gallega (Galicia) y Limusina (Francia).

Periodo	Varias razas Centro Dorsal Galega (Datos propios)	Rubia gallega. A Coruña-Lugo (Sánchez García 1978)	Limusina. Francia (Allen y Liénard 1992)
Octubre-diciembre	16%	23-23%	5%
Enero-marzo	26%	24-23%	63%
Abril-mayo	30%	28-31%	20%
Junio-septiembre	28%	34-32%	12%

Para el conjunto de las vacas analizadas, mayoritariamente de raza Rubia y sus cruces (Tabla 9), hemos obtenido una distribución de los partos menos concentrada que la documentada por Legide (1996) para la Rubia Gallega o la recogida por Allen y Liénard (1992) en los rebaños de limusinas de Francia con manejo semiextensivo, pero similar a la documentada por Sánchez García (1978) también para la raza Rubia Gallega (Tabla 76).

6.3.2. Depredación sobre los terneros

Los resultados acerca de depredación del lobo sobre terneros se basan en los registros de daños de las propias explotaciones (ap. 4.2.13.). La mayor parte de los daños habían sido denunciados y supervisados por agentes de la Consellería de Medio Rural o compañías de seguros. Pensamos que es posible que algunos de los terneros muertos atribuidos al lobo, no hubiesen sido depredados sino tan sólo devorados. A lo largo de esta discusión veremos en qué medida esto pudiera haber sucedido.

6.3.2.1. Tasas de mortalidad por depredación

Desde el punto de vista de ecología aplicada y de gestión del conflicto entre conservación del lobo y explotación ganadera, resulta esencial el conocimiento del impacto de la depredación. El 52% de las 33 explotaciones de ganado vacuno semiextensivo que hemos analizado, nunca sufrieron daños de depredación por lobo (ap. 5.3.2.), a pesar de encontrarse situadas dentro de su área de campeo.

La mortalidad atribuida a depredación por lobo, sobre la muestra de 1.747 terneros nacidos durante los 6 años de estudio, proporcionó una tasa de mortalidad de 1,66%; en Guntín fue de 3,06% y en las explotaciones de Varela de 1,47%. El impacto de la depredación supuso 1,15 terneros por cada 100 vacas para el conjunto de la cabaña estudiada (ap. 5.3.2.).

La proporción de terneros nacidos que murieron depredados por lobo (1,66%) fue ligeramente superior a la documentada en otros estudios. En Arizona, Breck *et al.* (2011) registraron una mortalidad anual debida a la depredación por lobos de 0,49% en una de sus áreas de estudio (EE) y de 0% en la otra (AR); mientras que el conjunto de depredadores existentes en estas áreas: pumas, lobos, osos negros y coyotes, causaron un 5,55% de

mortalidad anual sobre los terneros en EE, donde el ganado vacuno utilizaba los pastos de montaña permanentemente, y de 0% en AR, donde sólo los utilizaba de forma estacional. Oakleaf *et al.* (2003) pusieron de manifiesto una mortalidad anual de depredación por lobo de 1,2% en terneros de ganado extensivo que utilizaba pastos de montaña en Idaho. Estas menores tasas de depredación en Norteamérica probablemente se explican por la mayor abundancia de presas silvestres en estas dos zonas.

Comparando la tasa de mortalidad de depredación sobre los terneros: 1,66 % (ap.5.3.2.), con la mortalidad de los potros: 52% de la cual estimamos que un 96% se debe a depredación (ap. 5.2.2.5), se observa que la incidencia de la depredación es mucho mayor sobre los potros de ponis salvajes que sobre los terneros en régimen semiextensivo. Esto, unido a la alta frecuencia de poni en la dieta del lobo (Tabla 28), y a la selección trófica positiva en comparación con las especies ganaderas (ap. 5.1.7), sugiere que los potros constituyen la presa favorita del lobo en el centro de Galicia y probablemente en todo el territorio gallego en el que convivan ambas especies (Figura 2). Oakleaf *et al.* (2003) sugieren que la baja tasa de mortalidad de los terneros debida a depredación por lobo que obtuvieron (1,2%), indica que los terneros constituyen una presa secundaria, depredada de forma oportunista. Lo mismo se puede decir sobre las relaciones depredador-presa entre el ganado vacuno semiextensivo y los lobos en CDG.

Desde el punto de vista social y económico, los daños por depredación de lobo suponen mayor impacto a los ganaderos de vacuno semiextensivo que a los propietarios de los ponis salvajes, ya que el precio de un ternero es aproximadamente 6 veces mayor que el de un potro. Algunos de los ganaderos de las explotaciones de vacas estudiadas también eran propietarios de yeguas salvajes, aceptando con mayor resignación la depredación sobre los potros que sobre los terneros.

6.3.2.2. Distribución por edades de la depredación.

Todos los ataques registrados con edad (35: Tabla 27) afectaron a terneros de menos de un año y la mayor parte (88%) a terneros <4 meses (Fig. 105). No hemos constatado la depredación sobre vacas adultas, aunque sí sobre novillas de raza frisona. Otros trabajos también mencionan que los lobos depredan preferentemente sobre terneros de menos de un año. Concretamente Fritts *et al.* (1992) exponen que el 82% de los daños verificados a ganado vacuno se trataba de ataques a terneros, siendo el ganado adulto menos vulnerable (18% de los daños). Otros trabajos en Canadá (Bjorge y Gunson 1983, Gunson 1983) también observaron unas tasas de depredación mayores en terneros de menos de un año (23-62% respectivamente),

pero también registraron mortalidad por ataques de lobos en terneros de un año (16-15%) y vacas adultas (13-23%). Las razones por las cuales estos autores ha registrado depredación sobre los adultos podrían estar relacionadas con: la raza de las vacas, que no detallan; la presencia de nieve, que aumenta la vulnerabilidad de los ungulados (Carbyn *et al.* 1993); o con un mayor tamaño de los lobos de Norte América (43-45 kg en los machos según Mech 1970 frente a los 37 kg en la Península Ibérica según Hermida 2009). Fritts *et al.* (1992) explica que en Minnesota el ganado se deja en los pastos desde finales de abril o mayo hasta octubre y que, durante el resto del año permanece cerca de la explotación, ya que la nieve no les permite utilizar los pastos de verano. Aún así documentan cierto porcentaje de depredación en estos meses de invierno, la cual podría corresponderse con los ataques a adultos. En el caso de Bjorge y Gunson (1983) únicamente registraron 5 vacas depredadas y en 2 de ellas se trataba de animales debilitados o enfermos, por lo que estos autores concluyen que los lobo seleccionan los individuos jóvenes, inexpertos o en malas condiciones, mientras que los adultos sanos son relativamente inmunes a la depredación, afirmación con la que estamos de acuerdo.

Registramos una edad media de los terneros depredados de 42 días, o 22 días si no consideramos la raza Galloway (ap. 5.3.2.), mientras Breck *et al.* (2011) indican una edad media de los terneros depredados de 47,6 días. Hemos observado que el 46% de los ataques tuvieron lugar durante la primera semana de vida de los terneros y el 23% en el primer día ($n = 26$), sin considerar los ataques a terneros de raza Galloway (ap. 5.3.2.). Tanto Oakleaf *et al.* (2003) como Breck *et al.* (2011) ponen de manifiesto una selección hacia los terneros más jóvenes de entre los disponibles. Es posible que la selección de terneros tan jóvenes que hemos observado esté relacionada con la existencia de individuos especialmente vulnerables, por problemas asociados al parto, como veremos en los siguientes párrafos.

En el ganado vacuno la mayor parte de la mortalidad natural se produce en la primera semana de vida (75%) y concretamente en las primeras 24 horas tras el parto (57%), en ambos casos asociada a distocia (Patterson *et al.* 1987). Thimonier y Signoret (1992) describen una mortalidad en el parto y en los 2 primeros días del 8,6-3,2% de los terneros nacidos. La mortalidad asociada al parto engloba terneros nacidos muertos, los que mueren al nacer o los que lo hacen 1-2 días después (Le Neindre y Vallet 1992). La distocia causa el 44% de las muertes en terneros (Patterson *et al.* 1987). Esta mortalidad puede ser acusada en las explotaciones extensivas, ya que las vacas no suelen recibir asistencia (Montserrat Bermejo 1990). El peso de los terneros al nacer de raza Rubia Gallega ha experimentado, desde los años 70, un incremento del 56-52% respectivamente en machos y hembras, debido a la selección de que ha sido objeto para mejorar su aptitud cárnica (Vallejo *et al.* 1989). Este aumento de peso ha ido asociado al del número de partos con necesidad de asistencia, lo cual dificulta el manejo de

esta raza en régimen semiextensivo. No obstante, el ganadero puede disminuir la frecuencia de distocia con una adecuada elección de la raza del toro (Neumann 1989). La raza Limusina se caracteriza, sin embargo, por un menor peso al nacer, facilidad de partos y una mayor supervivencia en las primeras 24 horas (Comerford *et al.* 1987), todas ellas características adecuadas para un sistema semiextensivo (Allen y Lienard 1992).

La calidad del toro y tamaño con relación al de la vaca es la variable que más influye en la aparición de partos distócicos (Patterson *et al.* 1987). Por esa razón y según nuestras propias observaciones, en la actualidad las explotaciones semiextensivas de CDS mayoritariamente utilizan toros de raza Limusina, que son menos corpulentos que los de raza Rubia Gallega, minimizando de este modo los partos distócicos. Como madres se suelen utilizar vacas de raza Rubia Gallega, o sus cruces, que son más corpulentas, obteniendo de este modo terneros más corpulentos que si se empleasen vacas Limusinas, pero sin las complicaciones del parto que originaría el empleo de toros de raza Rubia. En el 46% de las explotaciones de razas Rubia y sus cruces emplean este manejo (Tabla 9). La asistencia sistemática a los partos complicaría el manejo y haría antirrentables las explotaciones.

Los partos distócicos dan lugar a terneros débiles, con mayor probabilidad de sufrir hipotermia; por otro lado, una madre fatigada tiene una menor capacidad para proteger a su cría (Dargatz *et al.* 2004). Como las vacas se suelen apartar del rebaño para buscar un lugar apropiado para parir (Lidfors *et al.* 1994, Von Keyserlingk y Weary 2007), si se produce un parto distócico, la vaca tampoco contaría con la defensa del resto del rebaño. Nuestros resultados indican que un 46% de la depredación por lobo declarada se produce en la primera semana (ap. 5.3.2.), coincidiendo con una mortalidad alta de los terneros por problemas asociados al parto. Por lo que creemos que es posible que parte de la depredación en estas edades pudiera ser mortalidad compensatoria y no aditiva (Krebs 2001), es decir, que los lobos matan terneros que probablemente hubieran muerto de todas formas, a no ser que los ganaderos les prodigaran algún cuidado especial.

Aún así, el mayor porcentaje de la depredación (64%) afectó a terneros de más de una semana, cuando la capacidad de defensa de la madre y del rebaño son los factores que deben influir. Los terneros de raza Galloway sufrieron depredación con mayor edad (ap. 5.3.2.), posiblemente debido a su reducida talla (ap. 4.1.3.), ya que se trata de una raza de vacas muy pequeñas, de 105 cm en la cruz y sin cuernos, pesando los terneros al nacer 17 kg (Oklahoma State University 1995-2008). Todos los terneros galloway depredados tenían más de un mes, contando el más viejo con 9 meses. Sin embargo, el tamaño de estos terneros es muy inferior al de otras razas, por lo tanto su vulnerabilidad es mayor y probablemente no disminuya con la

edad, al igual que sucede con otras razas. El tamaño es una de las causas que determina la vulnerabilidad de las presas (ap. 6.2.3.3.) y, en el caso de las galloway, su escasa corpulencia parece explicar la alta incidencia de la depredación sobre la única explotación existente con esta raza y las mayores edades de los terneros depredados, aunque también pudieron influir otras causas como la capacidad de defensa de la raza (ap. 6.3.2.3.).

6.3.2.3. Distribución anual de la depredación sobre los terneros y su alternancia con la de los potros.

La depredación sobre los terneros tuvo lugar a lo largo de todo el año, aunque en invierno observamos el mayor porcentaje de daños anuales y en verano el mínimo, registrándose entre octubre y abril el 69% de la mortalidad anual (Fig. 102). En comparación, la depredación sobre los ponis tuvo lugar entre abril y diciembre, con valores máximos de mayo a octubre, época en las que descendió notablemente la depredación sobre los terneros semiextensivos (Fig. 103). Observamos por lo tanto que la depredación sobre los terneros es de mucho menor impacto que sobre los potros (ap. 6.3.2.1.) y más repartida a lo largo del año, aunque con una cierta concentración cuando no hay potros en el monte o éstos no son ya vulnerables.

Los resultados indican que los ponis salvajes son la presa preferida por los lobos, de entre ponis y ganado (ap. 5.1.7.). Por lo tanto, la distribución mensual de la depredación sobre terneros y potros sugiere que las épocas en las que se producen más ataques a terneros están determinadas por la fenología de los partos de las vacas y por la vulnerabilidad de la presa principal de los lobos: los potros salvajes. En CDG, los partos en el ganado vacuno semiextensivo, se extienden a lo largo de todo el año (Fig. 100) y los terneros son más vulnerables a la depredación en su primer mes de vida (ap. 5.3.2.). Así que en el campo existen presas vulnerables para los lobos durante todos los meses del año. A lo largo del verano nace un número considerable de terneros y, sin embargo, sufren un menor nivel de depredación, lo que se explica por la disponibilidad de potros vulnerables en esta época del año. Sólo cuando los potros comienzan a disminuir su vulnerabilidad, a mediados de otoño o con 7 meses de edad (ap. 5.2.2.5.), los lobos comienzan a atacar a los terneros en las explotaciones de la zona, extendiéndose esta época de máxima depredación a terneros desde octubre hasta que comienzan a nacer los potros en abril (ap. 5.3.2.: Fig. 103 y 104).

Esta alternancia estacional entre presas, seleccionando en cada época del año los individuos más vulnerables, ha sido también observada en otros estudios sobre lobos (Mech *et*

al. 1995, Kojola *et al.* 2004, Mattioli *et al.* 2004, 2011) u otros depredadores como jaguar (Cavalcanti y Gese 2010). En la provincia de Kainuu, en Finlandia, el alce es la principal presa de los lobos, sin embargo existen determinadas épocas del año en las que los lobos cambian de presa, centrándose sobre los renos de bosque fineses (*Rangifer tarandus fennicus*) porque éstos son más vulnerables, por ejemplo en la época de la migración o en el celo de los machos (Kojola *et al.* 2004). En el nordeste de los Apeninos el jabalí es la principal presa del lobo, pero en verano se produce un pico en la prevalencia en la dieta de la presa secundaria, que es el corzo, asociado a la vulnerabilidad de las crías (Mattioli *et al.* 2004). En el Parque Nacional de Denali, los lobos depredan sobre crías de alce todo el año, pero se centran en las crías de caribú entre marzo y junio (Mech *et al.* 1995). En Brasil, la depredación de jaguares sobre el ganado vacuno es máxima en los periodos en los que las presas nativas son menos accesibles; en la estación húmeda depredan principalmente sobre caimanes del pantanal *Caiman crocodilus yacare*, porque están más distribuidos por el territorio y es la época de incubación, mientras en la estación seca, que es la época de partos de las vacas, se centran en los terneros (Cavalcanti y Gese 2011).

No hemos observado depredación sobre el ganado vacuno semiextensivo en diciembre, y en este mes los casos de depredación sobre los potros fueron escasos. Sin embargo, ambas especies están representadas en la dieta en este mes, siendo la frecuencia de aparición de vaca mayor (Fig. 46). La dieta de los lobos en otoño en CDG incluyó un alto porcentaje de carroña (Fig. 45), lo que sugiere que los lobos en estos meses disponen de abundante carroña, por lo que no necesitan depredar sobre el ganado ni sobre los potros. La aparición de ambas especies en la dieta del lobo en este mes también puede deberse al consumo de animales muertos.

Al comparar la distribución mensual de la depredación de los lobos sobre los terneros (Fig. 102) con la aparición de vaca en su dieta (Fig. 46), observamos que los patrones mayoritariamente son coincidentes. Las diferencias existentes se puede explicar por el consumo de carroña de vacuno: terneros que mueren en las explotaciones antes de ser registrados y cadáveres de vacas que mueren en el campo antes de ser localizados por los ganaderos. Cabe asimismo la depredación sobre otros tipos de explotación existentes en el área: novillas de leche o ganado vacuno extensivo (ap. 1.5.).

6.3.3. Factores de vulnerabilidad de las explotaciones

Algunos trabajos sugieren que el ganado resulta más vulnerable a la depredación del lobo, cuando: pasta en zonas boscosas o próximas al límite entre zonas agrícolas y bosque (Fritts

1982, Bjorge y Gunson 1983, Gunson 1983, Fritts *et al.* 1992); los partos se producen en el campo (Fritts *et al.* 1992), especialmente en zonas remotas (Fritts 1982, Tompa 1983); el ganado muerto se abandona cerca de los pastos (Fritts 1982, Tompa 1983, Fritts *et al.* 1992); o las presas silvestres son escasas (Gunson 1983). Recientemente diversos trabajos han tratado, como nosotros, de identificar las características que diferencian las explotaciones, o los pastos, en las que el ganado sufre daños de las que no. La mayoría coinciden en que las explotaciones más grandes, con un mayor número de cabezas y mayor superficie, presentan mayor probabilidad de sufrir ataques (Mech *et al.* 2000, Treves *et al.* 2004, Bradley y Pletscher 2005, Kaartinen *et al.* 2009). La distancia a los núcleos habitados es otro de los factores que aumenta el riesgo de depredación (Mech *et al.* 2000, Bradley y Pletcher 2005). La abundancia de presas silvestres, como wapití o ciervo, parece ser que aumenta el riesgo de sufrir ataques según Bradley y Pletcher (2005) y Treves *et al.* (2004), mientras que Kaartinen *et al.* (2009) exponen que existe un mayor riesgo de ataques en las zonas donde escasean los alces. Una mayor superficie arbolada o de matorral en donde pasta el ganado o en sus alrededores, aumenta el riesgo de depredación (Bradley y Pletcher 2005, Kaartinen *et al.* 2009). Treves *et al.* (2004) observaron que los municipios con mayor superficie de pastos son los que tienen mayor probabilidad de experimentar daños de lobo, debido a que son también los que poseen un mayor censo ganadero.

Analizamos las variables que, según estos autores, influyen en la probabilidad de sufrir ataques. Además, consideramos una serie de nuevas variables de manejo, que desconocemos que hubieran sido analizadas previamente, pero que nos pareció que pudieran influir en el impacto depredatorio de los lobos sobre las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo: raza de las vacas y toros; porcentaje de animales con cuernos y sin ellos; y grado de cohesión de los rebaños en relación a la estabilidad en la composición de los mismos, la cual consideramos baja cuando existe movilidad de individuos entre distintos grupos dentro de la explotación, o cuando hay movilidad entre explotaciones por adquisición y venta de animales.

La novedad más importante que aportan nuestros resultados es la clara influencia de la raza del ganado en el riesgo de sufrir ataques (ap. 5.3.3.). Asimismo hemos constatado el mayor riesgo de sufrir daños cuando el ganado pasta en parcelas de gran tamaño (>8 ha y especialmente >31 ha), lo cual ya había sido expuesto por Bradley y Pletcher (2005).

El modelo obtenido, en función de la raza del toro, la raza de las vacas y el tamaño de las parcelas, clasifica correctamente el 71,4% de las explotaciones que han sufrido daños (ap. 5.3.3. Tabla 70), con lo que resulta de gran interés para predecir la probabilidad de sufrir daños que tienen las explotaciones de ganado vacuno en régimen semiextensivo. Aún así, en cada caso de

depredación se da una convergencia de circunstancias únicas que los modelos no siempre pueden predecir

En cuanto a las características espaciales de la explotación, se ha puesto de manifiesto la influencia de la relación entre el perímetro del conjunto de las parcelas de cada explotación y la superficie total de la misma. A mayor cociente, menor probabilidad de sufrir daños (Tabla 69), lo que indica que es menos arriesgado a efectos de depredación por lobo, rotar al ganado por las parcelas de una finca dividida, que mantenerlo sobre esa misma finca sin parcelar.

El efecto del tamaño de la parcela: menores daños en parcelas más pequeñas, posiblemente tenga que ver con la táctica antidepredatoria de las vacas. Como ya hemos explicado, se distinguen 2 categorías de relación entre la madre y su cría, o tácticas antidepredatorias: crías que se esconden “*hiders*” y crías que siguen a sus madres “*followers*” (Lent 1974, Fisher *et al.* 2002) (ap. 6.2.3.6). El comportamiento de los terneros recién nacidos se encuadra como el propio de las crías que se esconden (Langbein y Raasch 2000), al igual que otras especies como el corzo (Linnell y Andersen 1998). Las vacas son animales gregarios (Tucker 2009), pero es habitual que en las horas previas al parto se aparten del rebaño y elijan un lugar para parir (Von Keyserlingk y Weary 2007). En condiciones más o menos naturales, como en el tipo de ganado que estudiamos, el ternero permanece escondido unos días en el lugar del parto o cerca de él, mientras que la vaca se aleja para alimentarse (Vitale *et al.* 1986, Langbein y Raasch 2000, Bárcena y Hermida 2003). En numerosas ocasiones, hemos encontrado durante el trabajo de campo terneros escondidos entre el matorral (Fig. 112) y ninguna vaca a la vista. Tan pronto como el ternero comienza a tener mayor movilidad, la distancia entre vaca y ternero disminuye (Langbein y Rasch 2000). En los primeros 5 días P. Le Neindre (1987) en Boissou *et al.* (2001) observó que no había ninguna vaca alrededor del recién nacido en el 12% de los encuentros con terneros. Los recién nacidos no desprenden olor y el consumo de la placenta por parte de la madre reduce la probabilidad de que los depredadores detecten a su cría (Tucker 2009). En las parcelas de mayor tamaño, el lugar donde se esconde la cría puede quedar más distanciado de la madre y del resto del rebaño, limitando la efectividad de la reacción de defensa de ambos, especialmente en el caso de partos distócicos (ap. 6.3.2.), lo que puede explicar la menor vulnerabilidad de las explotaciones con parcelas pequeñas.

Por otro lado, el comportamiento de esconder a las crías posiblemente resultaba eficaz en el ganado vacuno primitivo que habitaba en zonas más boscosas. Los sistemas ganaderos actuales mantienen a los animales artificialmente en herbazales con escasa cobertura de bosque y matorral. Es posible que este comportamiento, retenido genéticamente, haya disminuido su efectividad en el hábitat en el que hoy en día se confina al ganado. Cuando la cobertura de

vegetación es escasa, lo lobos podrían vigilar y ver los lugares donde las vacas esconden a sus recentales.



Fig. 112. Estrategia antidepredatoria de las crías que se esconden (*hiders*): la vaca se aleja para alimentarse y el ternero permanece escondido en la vegetación. (Fotografía: F. Bárcena)

Con respecto a la influencia de las características del hábitat sobre las pérdidas por depredación, no hemos obtenido ningún resultado claro. El paisaje en el Centro de la Dorsal Gallega es un mosaico de prados, con zonas de matorral, sotos y pequeños bosquetes de frondosas, así como extensas repoblaciones de coníferas (ap. 3.2.3.). De esta forma resulta difícil encontrar explotaciones que no estén próximas a manchas de bosque o de matorral y el porcentaje de bosque en torno a las explotaciones no llega a ser un factor distintivo entre explotaciones con y sin daños.

Observamos una distancia al núcleo de población más cercano mayor en las explotaciones con daños, pero de nuevo sin diferencias estadísticamente significativas. Mech *et al.* (2000) y Bradley y Pletcher (2005) sí que obtuvieron una influencia estadísticamente significativa de la distancia al núcleo habitado más próximo en la probabilidad de daños, pero en ambos trabajos los autores coinciden en subrayar que éste no parece un factor determinante, pues también observaron ataques cerca de las casas.

Hemos observado que el índice de abundancia de lobo fue ligeramente inferior en las explotaciones con daños, pero la diferencia tampoco resultó significativa (Tabla 69). Sin embargo, Oakleaf *et al.* (2003) y Kaartinen *et al.* (2009) registraron una mayor frecuencia de daños en el ganado de las zonas con mayor densidad de lobos, mientras que Bradley y Pletcher (2005) observaron que los pastos más cercanos a los lugares de cría presentaban más riesgos de depredación. Este resultado podría estar afectado por que algunas explotaciones con daños se sitúan en zonas periféricas del área de estudio, en las que se realizó menor esfuerzo de muestreo, lo que pudo influir proporcionando menores índices de abundancia.

En cuanto a la influencia de la raza mayoritaria de las vacas en la explotación (Tabla 68), se ha observado que la presencia de rasgos de la raza Fleckvieh, o Simmenthal, en el ganado de una explotación está relacionada con una mayor probabilidad de ataques. Las razas Asturianas, Blonde y Galloway también resultaron muy vulnerables, puesto que todas las explotaciones con alguna de estas razas sufrieron daños. El alto porcentaje de terneros Galloway depredados y la mayor edad a la que sufren depredación (ap. 5.3.2.), indican que se trata de la raza más vulnerable de las analizadas. En el extremo opuesto se sitúa el ganado de raza Cachena, que jamás sufrió daños en el área de estudio. Después de la Cachena, la raza menos vulnerable es la Rubia y sus cruces (43% de las explotaciones con daños), seguida de la Limusina (67%).

No todas las razas exhiben la misma capacidad de defensa de sus crías. Diversos trabajos que han analizado el comportamiento maternal y el temperamento de las vacas frente al manejo de sus terneros nada más nacer ponen de manifiesto que existen diferencias en la agresividad según la raza (Buddenberg *et al.* 1986, Morris *et al.* 1994, Hoppe *et al.* 2008). Morris *et al.* (1994) pusieron de manifiesto que las Simmenthal muestran escasa agresividad, en comparación con las South Devon o Jernsey, cuando se maneja a sus terneros recién nacidos, lo que puede ser indicador de la falta de respuesta maternal ante la amenaza de un depredador. También Hoppe *et al.* (2008) observaron menor agresividad de las Simmenthal en comparación con las Angus Alemanas cuando se marcaban con crotales sus terneros recién nacidos. Estos últimos autores atribuyen esta diferencia a la selección de aptitud realizada en cada raza: en las vacas de leche y en las de doble propósito, como la Simmenthal, se ha seleccionado una menor defensa maternal

en favor de un temperamento más dócil y facilidad de manejo, mientras que en las vacas de carne se han seleccionado las habilidades maternas para sacar adelante a la cría, entre las que se incluyen la defensa de las crías.

Esta falta de comportamiento maternal de defensa probablemente explique la mayor probabilidad de ataques en explotaciones con sangre Simmenthal. En el caso de las Galloway es posible que tanto su temperamento como su escaso tamaño estén relacionados con su mayor vulnerabilidad. Las vacas frisonas son el mejor ejemplo de una selección artificial hacia un escaso comportamiento de defensa maternal y falta de agresividad (Hoppe *et al.* 2008), lo que explica su alta vulnerabilidad a la depredación por lobo y los ataques a novillas que duermen en los prados que hemos observado en CDG, aunque no hayan sido objeto de esta tesis (ap. 5.3.3.). En otras razas como la Cachena, primitiva, que presenta una larga historia de coexistencia con los lobos y que tradicionalmente se ha criado con manejo extensivo en el monte, la selección ha favorecido un temperamento más agresivo y grandes cualidades maternas que sin duda juegan un papel fundamental en la defensa de los terneros frente a los lobos. La razón por la que la raza Rubia muestra una menor vulnerabilidad podría estar relacionada, al igual que en el caso de la Cachena con su alta rusticidad y adaptación al medio. Esta adaptación también supone que las vacas están en buena condición física y pueden defender a los terneros más eficazmente. También su temperamento, fruto de la selección de sus cualidades maternas podría explicar su menor vulnerabilidad. Las demás razas no son propias de Galicia, lo que puede suponer una menor adaptación al medio

Tanto los análisis univariantes (Tabla 68) como la regresión logística (Tabla 70) indican de un modo significativo la influencia de la raza del toro en la vulnerabilidad de las explotaciones. Por lo que hemos explicado en el apartado 6.3.2.2., la mortalidad asignada a la depredación en muchas explotaciones, podría estar asociada a una combinación entre distocia y depredación. La influencia de la raza del toro probablemente se explique debido a la diferente probabilidad de distocia a las distintas razas. La combinación de vacas de raza Rubia Gallega pura o cruzada, con toro de raza Limusina proporciona escaso riesgo de depredación. Como ya hemos explicado, parte de esta depredación podría estar relacionada con los partos distócicos (ap. 6.3.2.2.).

En diversas explotaciones los ganaderos queman los cuernos a vacas y toros cuando son pequeños, para evitar que se hagan daño entre ellos o al propio ganadero durante las operaciones de manejo. En el área de estudio a los toros Limusina se les quema los cuernos con más frecuencia (38%) que a los de otras razas (17%), pero la diferencia no fue significativa. Los resultados sugieren que los toros podrían jugar un cierto papel en la defensa de los terneros, ya

que en las explotaciones con una mayor proporción de toros hubo menos depredación, aunque estos resultados no fueron estadísticamente significativos (Tabla 69). Sin embargo, las explotaciones en las que los toros tenían cuernos presentaron un porcentaje de depredación muy superior (57%) al de las que no los tenían (12%), resultando esta diferencia estadísticamente significativa (ap. 5.3.3.1.) Esta mayor mortalidad en explotaciones con toros con cuernos, podría indicar que éstos resultan mucho más peligrosos para los terneros que los que carecen de ellos. Es decir, parte de la mortalidad de los terneros en las explotaciones semiextensivas, se podría deber a los toros, probablemente al apartar a los terneros de sus madres cuando éstas entran en celo. En la Rubia Gallega, el 90% de las vacas muestran inicio de la actividad ovárica antes de los 40 días tras el parto (Becerra *et al.* 2008), época en la que hemos observado un repunte de la depredación (Fig. 106), lo que confirmaría esta teoría. En este caso, la mortalidad de los terneros no puede ser achacada completamente a la depredación por lobo; un ternero malherido por un toro será una presa fácil para los lobos. Es probable que los toros jueguen un cierto papel activo en la defensa del rebaño frente a la depredación, pero estos posibles daños causados por sus cuernos encubren parcialmente este comportamiento. Otra posibilidad es que los ganaderos de las explotaciones que habitualmente no sufren depredación no tengan la misma preocupación sobre la protección del ganado y sólo piensen en facilidad de manejo a la hora de quemarles los cuernos o comprar ganado sin cuernos, mientras que en una explotación con ataques el ganadero pensará en la capacidad de defensa a la hora de elegir un toro.

La influencia sobre la mortalidad por depredación de los terneros, del hecho de que las vacas tengan cuernos o no, no está clara. Nuestros resultados apuntan que las explotaciones con vacas sin cuernos sufren menos depredación y viceversa, pero esta diferencia no es estadísticamente significativa (Tabla 68). Pudiera ser que, aunque con menos incidencia que en el caso de los toros, los cuernos de algunas vacas también causen algún daño a los terneros. Pensamos que, la forma de los cuernos y, por lo tanto la raza, pudiera ser la causante de estos sucesos, con resultados indeseados incluso para el propio agresor. Las cachenas, a pesar de sus enormes cuernos, nunca han sufrido una baja.

En cuanto al tamaño de la explotación, tanto referido a su superficie como al número de cabezas, obtuvimos que la dimensión media de las explotaciones con depredación duplicaba el de las sin depredación, aunque este resultado no resultó estadísticamente significativo, probablemente debido al tamaño de la muestra; las mismas proporciones generarían un resultado significativo si se duplicara el tamaño de la muestra. Un mayor riesgo de sufrir daños por las explotaciones grandes, especialmente daños crónicos (≥ 1 ataque en 3 años), pudiera deberse a que los lobos se vean atraídos por los rebaños grandes o por las zonas con alta

densidad de ganado (Mech *et al.* 2000). También pudiera deberse simplemente a que, a mayor número de cabezas, mayor probabilidad de encontrar individuos vulnerables, como recentales distócicos (Bradley y Pletcher 2005). Otra posibilidad sugerida por Mech *et al.* (2000) es que las granjas de mayor tamaño probablemente sufran más pérdidas neonatales de terneros que sean eliminadas en las proximidades de los pastos, lo que atraería a los lobos.

En cuanto a la cohesión de los rebaños, la hipótesis de trabajo era que los rebaños menos cohesionados exhibirían con menor frecuencia la defensa gregaria de las crías, comportamiento observado en otros ungulados (Mignon-Grasteau *et al.* 2005). En el caso de los ponis salvajes, hemos observado que tienen mayor probabilidad de sufrir daños los potros de yeguas menos estables socialmente. Nuestros resultados apuntan a que los rebaños más estables sufrieron menos depredación, aunque las diferencias fueron pequeñas y no resultaron estadísticamente significativas (Tabla 68).

6.3.4. Implicaciones para el manejo ganadero

Nuestros resultados nos permiten aportar algunas recomendaciones de manejo a las explotaciones de ganado vacuno en régimen semiextensivo, con el objetivo de minimizar la mortalidad de los terneros en general, pero particularmente la ocasionada por depredación.

Hemos observado que las explotaciones con parcelas de mayor tamaño y con una baja relación entre el perímetro del conjunto de las parcelas de la explotación y la superficie total de la misma mostraron una mayor probabilidad de sufrir daños. Para disminuir el riesgo de la depredación por lobo se recomienda dividir las fincas grandes, especialmente si son mayores de 31 ha, en parcelas de menos de 8 ha y rotar el ganado por las mismas.

Las presas preferidas del lobo en la zona son los potros salvajes y hemos observado cómo la depredación sobre los terneros disminuye durante la primavera y el verano, cuando los potros son vulnerables. Dado que es conocido que una disminución en la abundancia de presas silvestres puede generar un aumento en el nivel de depredación sobre los animales domésticos (Mech *et al.* 1988, Sidorovich *et al.* 2003) se recomienda mantener la población de ponis salvajes en los montes del Centro de la Dorsal Gallega con el objeto de que el impacto de la depredación sobre el ganado vacuno, de mayor valor económico que los potros salvajes, no aumente.

Es recomendable la utilización de razas rústicas, bien adaptadas al hábitat, como es el caso de la Cachena y la Rubia Gallega o sus cruces. A lo largo del trabajo ha quedado demostrado como ambas razas eran las que significativamente sufrieron menos bajas por depredación. En el caso de las cachenas no se registró ninguna baja. Por el contrario, resulta desaconsejable el empleo, en este tipo de explotaciones, de ganado de razas no acostumbradas a cohabitar con depredadores, como puede ser el caso de Fleckvieh o Galloway, cuyos niveles de mortalidad juvenil estuvieron claramente por encima de la media.

Los resultados también pusieron de manifiesto que, parte de la mortalidad registrada en terneros, podría deberse a secuelas de partos distócicos. Sin tener en cuenta la raza Cachena, que como se dijo, no sufrió ninguna baja, las diferencias entre los índices de mortalidad de las explotaciones que empleaban toros de raza Limusina, frente a las que los empleaban de otras razas, resultaron significativamente más bajos. Los toros Limusina son más ligeros que los de Rubia Gallega y, por tanto, la combinación vaca Rubia Gallega, o sus cruces, y toro Limusina evita problemas de parto, al parir terneros de menor tamaño. Fue registrada mortalidad por depredación en todas las explotaciones con toros de razas grandes: Asturiana y Blonde, pero solo en menos de la mitad de las que tenían toros de Rubia Gallega. Al objeto de minimizar los partos distócicos y, por añadidura, la mortalidad de los terneros en las explotaciones extensivas o semiextensivas, se recomienda conformar los rebaños con toros de raza más ligera que las de las vacas.

También se observó que las explotaciones en las que los toros tenían cuernos, experimentaron mayor riesgo de depredación que en las explotaciones con toros sin cuernos, excepto en el caso de las cachenas, lo que sugiere la importancia de la forma de los cuernos en posibles daños a los terneros. Es recomendable no utilizar toros con cuernos apuntando a los laterales, que puedan causar daño a los terneros.

Nuestros resultados indican que la mayor parte de los ataques se produjeron a terneros de menos de 3 meses de edad. Por lo tanto la medida, adoptada por algunos ganaderos, de retirar los terneros con 2-3 meses de edad para evitar la depredación del lobo no parece útil y no la recomendamos, puesto que se retiran los animales cuando el riesgo de depredación ya ha disminuido, al mismo tiempo que se desaprovecha la lactancia de la madre.



7. CONCLUSIONES

1. La dieta del lobo en Galicia, por orden de importancia, está constituida mayoritariamente por poni, corzo y carroña. En los Macizos Centrales Ourensanos se alimenta principalmente de ungulados silvestres, especialmente corzo y jabalí, mientras que en el centro y norte de Galicia los ponis salvajes son sus principales presas. La carroña constituye un complemento alimentario importante en toda la región.
2. La frecuencia de aparición de carroña en los excrementos disminuyó sustancialmente entre 2003 y 2006, observándose paralelamente un aumento en el consumo de ungulados silvestres, particularmente corzo y poni. Este cambio en la dieta, probablemente fue consecuencia de las medidas sanitarias adoptadas por la Administración tras la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina.
3. Las especies fundamentales en la dieta del lobo en Galicia, tanto por su alta frecuencia de aparición a lo largo de todo el año, como por la selección positiva que hacen de ellas, son: poni salvaje en el centro y norte y corzo en los Macizos Centrales Ourensanos. De entre los ungulados silvestres, los lobos seleccionaron positivamente corzo. Comparando entre ponis salvajes y ganado vacuno semiextensivo en CDG, los lobos mostraron una fuerte selección trófica positiva por los primeros.
4. Los materiales que ocupan mayor porcentaje medio del volumen de los excrementos de lobo, fueron: pelo, materia indiferenciada, tierra, fragmentos de hueso y materia vegetal. La aparición en los excrementos de tierra y materia vegetal estuvo asociada al consumo de cerdo y perro, probablemente enterrados; la materia indiferenciada y los fragmentos de huesos, con corzo y jabalí; mientras que fragmentos de piel, cartílagos y tendones se observaron asociados al consumo de especies grandes, como poni y vaca.

5. La tasa reproductora de las yeguas en el centro de la Dorsal Gallega (0,67) es de las más altas citadas para caballos y otros équidos salvajes. Los partos en los ponis salvajes de Galicia se producen de forma estacional: el 97% entre abril y junio, situándose la fecha media global de nacimiento en el 9 de mayo. El periodo de partos, o intervalo en el que paren el 80% de las yeguas, fue de 54 días, mientras que el rango intercuartílico de 29; esta sincronización reproductora es comparable con las de otras especies de ungulados silvestres.
6. La depredación fue la principal causa de mortalidad de los potros (96%), sin embargo no se observó que ésta afectase a los mayores de 8 meses ni a los ponis adultos.
7. Los episodios de depredación de los lobos sobre los potros en ocasiones resultaron fallidos, dando lugar a heridas. Anualmente, entre un 19 y un 40% de los potros sufrieron ataques resultantes en heridas. La mayoría presentaban lesiones en los cuartos traseros y cerca de la mitad en el cuello. Únicamente un pequeño porcentaje de potros heridos (8%) murió a consecuencia de las lesiones. Se observó mayor supervivencia entre los potros que habían sufrido heridas que entre los que no las sufrieron, lo que se sugiere la existencia de una respuesta antidepredatoria aprendida.
8. El índice de mortalidad de los potros durante su primer año de vida (entre 0,52 y 0,69, dependiendo del método de cálculo), es comparable con las de otras poblaciones de équidos salvajes y asilvestrados sometidos a depredación. La edad de los potros al morir osciló entre 3 días y 7,5 meses (media = 79 días). Los casos de depredación se limitaron al periodo entre abril y diciembre.
9. El índice de supervivencia de los potros fue de 0,41, oscilando entre 0,26 y 0,55 para el periodo 2006-2008. Las variables con mayor poder predictivo para la supervivencia de los potros fueron su color de capa y su fecha de nacimiento. Los potros nacidos al comienzo de la temporada de partos lograron una tasa de supervivencia más alta, así como los potros de capa castaña frente al resto de capas.
10. La eficacia biológica de las yeguas presenta una gran variación individual en las manadas de ponis salvajes. Durante el período de estudio en CDG, donde los lobos ejercen una importante presión depredatoria sobre los potros, se observó como algunas yeguas (3,8%) lograron criar un potro cada año, mientras que otras (34,6%) no lograron ninguno.
11. Durante el período de estudio la estructura social básica de los ponis en el Campelo estuvo constituida por manadas compuestas por un garañón, varias yeguas, los potros del año y subadultos de años anteriores. Se apreció un segundo nivel de organización dentro de las manadas: pequeñas unidades sociales de yeguas con vínculos estables y fuertes entre sí, que en

ocasiones incluían también al garañón. Las manadas resultaron tener cierto grado de dinamismo, observándose casos de yeguas que cambiaron de manada. Para las yeguas, estar integradas en grupos grandes, poseer índices de asociación y estabilidad temporal en su asociacionismo, parece mejorar la supervivencia de sus potros.

12. La tasa de partos del ganado vacuno semiextensivo en el centro de la Dorsal Gallega fue 0,72. Los partos se distribuyeron a lo largo de todos los meses del año, con clara concentración entre marzo y junio.

13. La depredación por lobo sobre los terneros semiextensivos tuvo lugar a lo largo de todo el año, aunque resultó máxima en invierno y otoño, coincidiendo con los valores mínimos de depredación sobre los potros. La mayoría de los ataques afectaron a terneros menores de un mes de edad, particularmente durante su primera semana de vida. La depredación disminuyó al aumentar la edad, no siendo registrado ningún caso de depredación sobre adultos.

14. Más de la mitad de las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo estudiadas no sufrió daños por lobo. El impacto anual de la depredación sobre los terneros (1,15 /100 vacas) fue muy inferior al que padecieron los potros (33,45 /100 yeguas).

15. En las explotaciones de ganado vacuno semiextensivo del Centro de la Dorsal Gallega, las variables que mejor predicen la probabilidad de sufrir depredación por lobo son: superficie máxima de las parcelas sobre las que pasta el ganado, raza del toro y raza de las vacas.

Como **conclusiones generales**, en cuanto al objetivo principal de esta Tesis:

A. Los principales factores que parecen determinar la vulnerabilidad de los potros a la depredación: color de la capa y fecha de nacimiento, resultan difícilmente manejables en poblaciones de ponis salvajes. Sin embargo, para favorecer su supervivencia se podría propiciar una mayor estabilidad social entre las yeguas, así como un grado de gregarismo intermedio. Para ello resulta aconsejable: 1) No introducir ponis de origen doméstico, particularmente garañones; 2) Reducir el número de yeguas por macho; 3) No translocar ponis adultos.

B. Para disminuir el riesgo de depredación sobre el ganado vacuno semiextensivo, se recomienda: 1) Dividir las fincas grandes en parcelas inferiores a ocho hectáreas; 2) Utilizar razas de vacas rústicas autóctonas, como la Cachena o la Rubia Gallega; 3) Conformar los rebaños con toros de raza más ligera que la de las vacas para minimizar los partos distócicos, como por ejemplo emplear la combinación entre vacas Rubias y toros Limusina.



8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AANES R. y ANDERSEN R. 1996. The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Canadian Journal of Zoology* **74**: 1857-1865.
- ACEVEDO P., DELIBES-MATEOS M., ESCUDERO M.A., VICENTE J., MARCO J. y GORTAZAR C. 2005. Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography* **32**: 1671-1680.
- ACHILLI A., OLIVIERI A., SOARES P., LANCIONI H., KASHANI B.H., *et al.* 2012. Mitochondrial genomes from modern horses reveal the major haplogroups that underwent domestication. *PNAS* **109**(7): 2449-2454.
- A.C.R.U.G.A. 2009. Rubia gallega. Pp 142-145, in M. FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, M. GÓMEZ FERNÁNDEZ, J.V. DELGADO BERMEJO, S. ADÁN BELMONTE Y M. JIMÉNEZ CABRAS (coords), *Guía de campo de las razas autóctonas españolas*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Madrid
- ADAMS L.G. y DALE B.W. 1998. Timing and synchrony of parturition in Alaskan caribou. *Journal of Mammalogy* **79**(1): 287-294.
- ADAMS L.G., SINGER F.J. y DALE B.W. 1995. Caribou Calf Mortality in Denali National Park, Alaska. *Journal of Wildlife Management* **59**(3): 584-594.
- ADDINSOFT. 1995-2008. *XLStat version 2008.5.02*. Disponible en <http://www.xlstat.com> Con acceso: 11 de enero de 2009.
- ALBERDI M.T. 1982. Notas sobre Equidae de Galicia. *Cadernos do Laboratrório Xeolóxico de Laxe* **3**: 241-243.
- ALBERDI M.T. 1985. Macromamíferos (équidos, bóvidos) de la cueva de Praducelos (Suegos, Lugo). *Cadernos do Laboratrório Xeolóxico de Laxe* **10**: 225-228.
- ALTUNA J. 1980. Historia de la domesticación animal en el País Vasco desde sus orígenes hasta la romanización. *Munibe* **32**: 1-163.
- ALTUNA J. 1994. El Arte Rupestre Paleolítico en el País Vasco. *Revista Internacional de los Estudios Vascos* **41**. Tomo XXXIX. nº1: 13-26.
- ALTUNA J. Y MARIEZKURRENA K. 2009. Tipos de cabañas ganaderas durante el Neolítico del País Vasco y zonas próximas. *Archeofauna* **18**: 137-157.
- ÁLVAREZ MASCATO, M.F. 1990. *Contribución al estudio de la helmitofauna de mamíferos en la Comunidad Autónoma Gallega*. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Departamento de Microbiología y Parasitología. Santiago de Compostela, 371 pp.

- ALLEN D.M. y LIÉNARD G. 1992. Suckled Herds in Western Europe. Pp 247-269 en R. JARRIGE y C. BÉRANGER (eds.), *Beef cattle production*. Elsevier Science Publishers B.V, Amsterdam.
- ANSARI-LARI M. 2006. Sex ratio at birth in dairy herds in Fars province, southern Iran. *Trop Anim Health Prod.*, **38**:593–595
- ANSORGE H., KLUTH G. y HAHNE S. 2006. Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica* **51**: 99-106.
- APARICIO SÁNCHEZ G. 1961. *Producciones pecuarias (explotaciones ganaderas)*. Imprenta Moderna, Cordoba, 532 pp.
- ARAGÓN S., BRAZA F. y SAN JOSÉ C. 1995. Socioeconomic, physiognomic, and climatic factors determining the distribution pattern of roe deer *Capreolus capreolus* in Spain. *Acta Theriologica* **40**(1): 37-43.
- ARJO W.M., PLETSCHER D.H. y REAM R.R. 2002. Dietary overlap between wolves and coyotes in northwestern Montana. *Journal of Mammalogy* **83**: 754-766.
- ASA C.S., PETERSON E.K., SEAL U.S. y MECH L.D. 1985. Deposition of anal-sac secretions by captive wolves (*Canis lupus*). *Journal of Mammalogy* **66**: 89-93.
- ASOCIACIÓN DE CRIADORES DE PONIS DE RAZA ASTURCÓN. 2009. Asturcón. Pp 448-451 en M. FERNÁNDEZ, M. GÓMEZ, J.V. DELGADO, S. ADÁN y M. JIMÉNEZ (eds.), *Guía de Campo de las Razas Autóctonas Españolas*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- BAGCHI S. y MISHRA C. 2006. Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology* **268**: 217–224.
- BAIRD R.W., WEBSTER D.L., MAHAFFY S.D., MCSWEENEY D., J., SCHORR G.S. y LIGON A.D. 2008. Site fidelity and association patterns in a deep-water dolphin: Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. *Marine Mammal Science* **24**(3): 535-553.
- BAIRD R.W. y WHITEHEAD H. 2000. Social organization of mammal-eating killer whales: group stability and dispersal patterns. *Canadian Journal of Zoology* **78**: 2096-2105.
- BALMORI A., RICO M., NAVES J. y LLAMAZARES E. 2000. Contribución al estudio de los endoparásitos del lobo en la Península Ibérica: una investigación coprológica. *Galemys* **12**: 13-26.
- BALLARD W.B., SPRAKER T.H. y TAYLOR P. 1981. Causes of neonatal moose calf mortality in southcentral Alaska. *Journal of Wildlife Management* **45**(2): 335-342.
- BALLARD W.B., WHITMAN J.S. y GARDNER C.L. 1987. Ecology of an exploited wolf population in South-central Alaska. *Wildlife Monographs* **98**: 1-54.
- BANDI, N. Y USUKHJARGAL, D. 2012. The reintroduction process and early results. Pp 49-118 en N. Bandi y O. Dorjraa (eds.). *Takhi: back to the wild*. Ulaanbaatar.
- BANGS E. y SHIVIK J. 2001. Managing wolf conflict with livestock in the Northwestern United States. *Carnivore Damage Prevention News* **3**: 2-5.
- BARBER-MEYER S.M., MECH D.L. y WHITE P.J. 2008. Elk Calf Survival and Mortality Following Wolf Restoration to Yellowstone National Park. *Wildlife Monographs* **169**(1): 1-30.

- BÁRCENA F. 1976.** Censo de camadas de lobos en la mitad norte de la Provincia de Lugo (año 1975) y algunos datos sobre la población de los mismos. *Boletín de la Estación Central de Ecología* **V(9)**: 45-54.
- BÁRCENA F. 1977.** *Conclusiones del reconocimiento llevado a cabo sobre las actividades de los lobos en los Montes del Invernadero*. Jefatura del ICONA, Orense, 10 pp.
- BÁRCENA F. 1990.** El lobo en Galicia. Pp 11-18 en J.C. BLANCO, L. CUESTA y S. REIG, (eds.), *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- BÁRCENA F. 1997.** *Situación y problemática del lobo (Canis lupus L. 1758) en Galicia, años 1992/95*. Dirección General de Montes. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, 68 pp.
- BÁRCENA F. 2009.** El poni de Galicia, un caballo salvaje nunca domesticado. Pp. 107, *Libro de Ponencias V Congreso Mundial de Ungulados de Montaña*, Granada, 10-14 de noviembre.
- BÁRCENA, F. 2012.** Garranos: Os pónceis selvagens (*Equus ferus* sp.) do norte da Península Ibérica. Pp 75-96, *Livro de Atas, I Congresso Internacional do Garrano*, Arcos de Valdevez, 23-25 setembro 2011.
- BÁRCENA F. y HERMIDA R. 2003.** Mamíferos de Galicia. Pp 432-579 en R. OTERO PEDRAYO, editor. *Enciclopedia Galega*. Editorial Novos Viciros, A Coruña.
- BÁRCENA F., LAGOS L. y GIL A. 2007.** *Los habitantes de la Escombrera. La fauna de vertebrados de la Escombrera Exterior de la Mina de Endesa en As Pontes de García Rodríguez*. Endesa, A Coruña, 252 pp.
- BÁRCENA F., LAGOS L. y HERMIDA R.X. 2004.** *Caracterización y evaluación de las poblaciones de carnívoros, ungulados y lagomorfos de la Escombrera Exterior de la mina de Endesa en As Pontes de García Rodríguez*. Informe inédito. Instituto de Investigación y Análisis Alimentarios. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 96 pp.
- BARJA I. 2009.** Prey and prey-age preference by the Iberian wolf in a multiple-prey ecosystem in northwestern Spain. *Wildlife Biology* **15(2)**: 147-154.
- BARJA I. y CORONA-M E. 2007.** El análisis de excretas desde la etología y la arqueozoología. El caso del lobo ibérico. Pp 113-121 en E. CORONA-M. y J. ARROYO CABRALES, (eds.), *Human and Faunal Relationships Reviewed: An Archaeozoological Approach*. BAR International Series. Archaeopress, Oxford.
- BARJA I., DE MIGUEL F. y BÁRCENA F. 2000.** La importancia de los cruces de camino en la señalización territorial del lobo. *VIII Congreso nacional y V Iberoamericano de Etología*, Granada, 12-15 de septiembre.
- BARJA I., DE MIGUEL F.J. y BÁRCENA F. 2004.** The importance of crossroads in faecal marking behaviour of the wolves (*Canis lupus*). *Naturwissenschaften* **91**: 489-492.
- BARJA I., DE MIGUEL F.J. y BÁRCENA F. 2005.** Faecal marking behaviour of Iberian wolf in different zones of their territory. *Folia Zoologica* **54(1-2)**: 21-29.
- BAYLEY C.M. y MOORE J.D. 1980.** Reproductive performance and birth characters of divergent breeds and crosses of beef cattle. *Journal of Animal Science* **50(4)**: 645-652.
- BEAUMONT, A. Y CASIER, P. 1987.** *Biologie animale. Les cordés, anatomie comparée des vertébrés*. 6ª edición. Dunod, Paris, 647 pp.

- BECERRA J.J., QUINTELA L.A., DÍAZ C., REY C., GRACIA S., HERRADÓN P.G. 2008.** Estudio del postparto en la raza bovina "Rubia Gallega". *ITEA* **104(4)**: 421-432.
- BENNETT D. y HOFFMANN R.S. 1999.** *Equus caballus* Linnaeus, 1758. Horse. *Mammalian Species* **628**: 1-14.
- BERGER J. 1983.** Predation, sex ratios, and male competition in equids (Mammalia: Perissodactyla). *Journal of Zoology, London* **201**: 205-216.
- BERGER J. 1986.** *Wild horses of the Great Basin: Social Competition and Population Size*. University of Chicago Press, Chicago, 330 pp.
- BERGER K.M. 2006.** Carnivore-Livestock Conflicts: Effects of Subsidized Predator Control and Economic Correlates on the Sheep Industry. *Conservation Biology* **20(3)**: 751-761.
- BERMAN D. 2006.** The Impact of Feral Horses: Are They a Really Bad Pest?. Pp. 27-29 en M.J. DAWSON, C. LANE y G. SAUNDERS (eds.), *Proceedings of the National Feral Horse Management Workshop*, Cambera, Australia.
- BERMAN D. 2012.** Methods for Managing Overabundant Wild Horse Populations in Australia. Pp 47 *Book of Abstracts, International Wild Equid Conference*, Viena 18-22 de septiembre de 2012.
- BERTEAUX D. y MICOL T. 1992.** Population studies and reproduction of the feral cattle (*Bos taurus*) of Amsterdam Island, Indian Ocean. *Journal of Zoology, London* **228**: 265-276.
- BERTRAM B.C.R. 1979.** Serengeti Predators and Their Social Systems. Pp 221-248 en A.R.E. SINCLAIR y M. NORTON-GRIFFITHS (eds.), *Serengeti. Dynamics of an Ecosystem*. The University of Chicago Press, Chicago.
- BERTRAM M.R. y VIVION M.T. 2002.** Moose mortality in eastern interior Alaska. *Journal of Wildlife Management* **66(3)**: 747-756.
- BJORGE R.R. y GUNSON J.R. 1983.** Wolf predation of cattle on the Simonette River pastures in northwestern Alberta. Pp 106-111 en L.N. CARBYN (ed.), *Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management*. Canadian Wildlife Service Report Series n° 45, Ottawa.
- BLANCO J.C. 1998.** *Mamíferos de España*. Editorial Planeta S.A., Barcelona, 383 pp.
- BLANCO J.C., CUESTA L. y REIG S. (eds.). 1990a.** *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, Problemática y Apuntes sobre su Ecología*. ICONA, Madrid, 118 pp.
- BOISSOU M-F., BOISSY A., LE NEINDRE P. y VEISSIER I. 2001.** The social behaviour of cattle . Pp- 113-146 en J.L. KEELING, H.W. GONYOU (eds.), *Social Behaviour in Farm Animals*. Cabi Publishing. Wallingford, UK.
- BLANCO J.C., CUESTA L. y REIG S. 1990b.** El lobo en España: una visión global. Pp 69-93 en J.C. BLANCO, L. CUESTA y S. REIG (eds.), *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, Problemática y Apuntes sobre su Ecología*. ICONA, Madrid.
- BOITANI L. 1992.** Wolf research and conservation in Italy. *Biological Conservation* **61(2)**: 125-132.
- BOITANI L. 2003.** Wolf conservation and recovery. Pp 317-340 en L.D. MECH y L. BOITANI (eds.), *Wolves. Behaviour, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- BÖKÖNYI S. 1987.** History of horse domestication. *Animal Genetic Resources Information* **6**: 29-34.
- BORGATTI S.P. 2002.** *NetDraw Software for Network Visualization*. Analytic Technologies: Lexington, KY Disponible en: <http://link-to->

- results.com/index.php?option=com_content&view=article&id=148%3Anetdraw-graph-visualization-software&Itemid=66 Con acceso: 10 de marzo de 2010.
- BOSBOURAS D. 1997.** *Guide to the identification of wounds inflicted on livestock by predators.* Thessaloniki, 13 pp. Disponible en: <http://www.lcie.org/> Con acceso: 16 de julio de 2012.
- BOUHIER A. 2001.** *Galicia. Ensaio Xeográfico de Análise e Interpretación dun vello complexo agrario. Vol XVI. Tomo I-II.* Consellería de Agricultura, Gandería e Política Agroalimentaria, Xunta de Galicia - Obra Social Caixanova, 701 pp.
- BOYCE M.S. 2000.** Modeling predator-prey dynamics. Pp 253–287 en L. BOITANI y T.K. FULLER (eds.), *Research techniques in animal ecology.* Columbia University Press, New York.
- BOYD L. y KEIPER R. 2005.** Behavioural ecology of feral horses. Pp 55-82 en D. MILLS y S. McDONNELL (eds.), *The Domestic Horse. The Evolution, Development and Management of its Behaviour.* Cambridge University Press, Cambridge.
- BOYD L., ZIMMERMANN W. y KING S.R.B. 2008.** *Equus ferus.* In: IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1.* Disponible en www.iucnredlist.org. Con acceso: 26 de marzo de 2010.
- BRADLEY E.H. y PLETSCHER D.H. 2005.** Assessing factors related to wolf depredation of cattle in fenced pastures in Montana and Idaho. *Wildlife Society Bulletin* **33(4)**: 1256-1265.
- BRAZA F., VARELA C., SAN JOSÉ C. y CASES V. 1989.** Distribution actuelle du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du daim (*Dama dama*) et du cerf (*Cervus elaphus*) en Espagne. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **54**: 393-396.
- BRECK S. y MEIER T. 2004.** Managing Wolf Depredation in the United States: Past, Present, and Future. *Sheep & Goat Research Journal* **19**: 41-46.
- BRECK S.W., KLUEVER B.M., PANASCI M., OAKLEAF J.K., JOHNSON T., BALLARD W.B., HOWERY L. y BERGMAN D.L. 2011.** Domestic calf mortality and producer detention rates in the Mexican wolf recovery area: Implications for livestock management and carnivore compensation schemes. *Biological Conservation* **144(2)**: 930-936.
- BREITENMOSER U. 1998.** Large Predators in the Alps: the Fall and Rise of Man's Competitors. *Biological Conservation* **83(3)**: 279-289.
- BROWN D.E. 1992.** *The Wolf in the South West. The Making of an Endangered Species.* The University of Arizona Press, Tucson, 195 pp.
- BUCKLAND S.T., ANDERSON D.R., BURNHAM K.P., y LAAKE J.L. 1993.** *Distance sampling.* Chapman & Hall, London, 446 pp.
- BUDDENBERG B.J., BROWN C.J., JOHNSON Z.B. y HONEA R.S. 1986.** Maternal behavior of beef cows at parturition. *Journal of Animal Science* **62**: 42-46.
- BURTHER S., BUTLER A., SEARLE K. R., HAL, S.J.G., THACKERAY, S.J. y WANLESS S. 2011.** Demographic consequences of increased winter births in a large aseasonally breeding mammal (*Bos taurus*) in response to climate change. *Journal of Animal Ecology* **80**: 1134–1144.
- BUSKIRK S.W. y GIPSON P.S. 1978.** Characteristics of Wolf Attacks on Moose in Mount McKinley National Park. *Arctic* **31**: 499-502.
- CABADA M. 1992.** *A rapa das bestas de Sabucedo.* Ir Indo, Vigo, 206 pp.

- CAVALCANTI S.M.C. y GESE E.M. 2010.** Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* **91(3)**:722–736.
- CABRERA Á. 1907.** Los lobos de España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural* **VII**: 193-198.
- CABRERA Á. 1914.** *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid, 441 pp.
- CABRERA V. 1984.** *El yacimiento de la Cueva del Castillo (Puente Viesgo Santander)*. Instituto Español de Prehistoria. Madrid, 485 pp.
- CALDERÓN J. y VEGA J.L. 2009.** Caballo de las Retuertas. Pp 456-458 en M. FERNÁNDEZ, M. GÓMEZ, J.V. DELGADO, S. ADÁN y M. JIMÉNEZ (eds.), *Guía de Campo de las Razas Autóctonas Españolas*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- CAMERON E.Z., LINKLATER W.L., STAFFORD K.J. y MINOT E.O. 2003.** Social grouping and maternal behaviour in feral horses (*Equus caballus*): the influence of males on maternal protectiveness. *Behaviour Ecology and Sociobiology* **53**: 92-101.
- CAMERON E.Z., LINKLATER W.L., STAFFORD K.J. y VELTMAN C.J. 1999.** Birth sex ratios relate to mare condition at conception in Kaimanawa horses. *Behavioral Ecology* **10**: 472-475.
- CAMERON E.Z., SETSAASA T.H. y LINKLATER W.L. 2009.** Social bonds between unrelated females increase reproductive success in feral horses. *PNAS* **106(33)**: 13850-13853.
- CAÑON J., CHECA M.L., CARLEOS C., VEGA-PLA J.L., VALLEJO M. y DUNNER S. 2000.** The genetic structure of Spanish Celtic horse breeds inferred from microsatellite data. *Animal Genetics* **31**: 39-48.
- CAPITANI C., BERTELLINI I., VARUZZA P., SCANDURA M. y APOLLONIO M. 2004.** A comparative analysis of wolf (*Canis lupus*) diet in three different Italian ecosystems. *Mammalian Biology* **69**: 1-10.
- CARBALLEIRA A., DEVESEA C., RETUERTO R., SANTILLÁN E. y UCIEDA F. 1983.** *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza, Conde de Fenosa, La Coruña, 143 pp.
- CARBYN L.N., OOSENBURG S.M. y ANIONS D.W. 1993.** *Wolves, bison and the dynamics related to the Peace-Athabasca Delta in Canada's Wood Buffalo National Park*. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton, 270 pp.
- CARBYN L.N. y TROTTIER T. 1988.** Descriptions of Wolf Attacks on Bison Calves in Wood Buffalo National Park. *Arctic* **41(4)**: 297-302.
- CARNEVALE E.M., HERMENET M.J. y GINTHER O.J. 1997.** Age and pasture effects on vernal transition in mares. *Theriogenology* **47**: 1009-1018.
- CARRANZA J. 2010.** Ungulates and their management in Spain. Pp 419-440 en M. APOLLONIO, R. ANDERSEN y R. PUTMAN (eds.), *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press, Cambridge.
- CASCELLI DE AZEVEDO F.C. y MURRAY D.L. 2006.** Evaluation of Potential Factors Predisposing Livestock to Predation by Jaguars. *The Journal of Wildlife Management* **71(7)**: 2379-2386.

- CASTROVIEJO J., PALACIOS F., GARZÓN J. y DE LA CUESTA L. 1975.** Sobre la alimentación de los Cánidos Ibéricos. *XII Congresso da União Internacional dos Biologistas da Caça*, Lisboa.
- CASTROVIEJO J.M. y CUNQUEIRO Á. 1978.** *Viaje por los montes y chimeneas de Galicia*. Espasa-Calpe, S. A., Madrid, 247 pp.
- CENTRO DE INFORMACIÓN ESTADÍSTICA DE GALICIA. 1987.** *Galicia en Cifras. Anuario 1986*. Xunta de Galicia, Consellería de Economía e Facenda, Santiago de Compostela, 300 pp.
- CLEMENT J.L., HAGEGE R., LE PAREUX A., CONNET J. y GASTALDI G. 1981.** New Concepts About Hair Identification Revealed by Electron Microscope Studies. *Journal of Forensic Sciences, JFSCA* **26**: 447-458.
- CLEVENGER A.P., CAMPOS M.A. y HARTASÁNCHEZ A. 1994.** Brown bear *Ursus arctos* predation on livestock in the Cantabrian Mountains, Spain. *Acta Theriologica* **39**: 267-278.
- CLUTTON-BROCK J. 1999.** *A Natural History of Domesticated Animals*. Cambridge University Press, Cambridge, 238 pp.
- CLUTTON-BROCK T.H., MAJOR M. y GUINNESS F.E. 1985.** Population Regulation in Male and Female Red Deer. *Journal of Animal Ecology* **54**(3): 831-846.
- CLUTTON-BROCK, T.H. (Ed.) 1988.** *Reproductive Success. Studies of Individual Variation in Contrasting Breeding Systems*. The University of Chicago Press, Chicago, 538 pp.
- CLUTTON-BROCK, T.H. 1991.** *The evolution of parental care*. Princetown University Press, Princetown, New Jersey, 353 pp.
- COHEN J.E., PIMM S.L., YODZIS P. y SALDAÑA J. 1993.** Body Sizes of Animal Predators and Animal Prey in Food Webs. *Journal of Animal Ecology* **62**(1): 67-78.
- COMERFORD J.W., BERTRAND J.K., BENYSHEK L.L. y JOHNSON M.H. 1987.** Reproductive rates, birth weight, calving ease and 24-h calf survival in a four-breed diallel among simmental, limousin, polled hereford and brahman beef cattle. *Journal of Animal Science* **64**: 65-76.
- CONNOLLY G. 1992.** Coyote Damage to Livestock and Other Resources. Pp 161-169 en A.H. BOER (ed.), *Ecology and Management of the Eastern Coyote*. University of New Brunswick, Fredericton.
- CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL. 2003.** *Anuario de Estatística Agraria 2000*. Consellería do Medio Rural. Dirección Xeral de Investigación, Tecnoloxía e Formación Agroforestal, Santiago de Compostela, 244 pp. En línea: http://mediorural.xunta.es/fileadmin/arquivos/estatisticas/anuario_2003/indice.htm
- CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL. 2008.** *Anuario de Estatística Agraria 2005*. Consellería do Medio Rural. Dirección Xeral de Investigación, Tecnoloxía e Formación Agroforestal., Santiago de Compostela, 244 pp.
- CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL. 2011.** Campaña de Saneamento Gandeiro. Disponible en: http://www.mediatoralemar.xunta.es/areas/gandaria/sanidade_animal/campanas_de_saneamento/ Con acceso: 23 de marzo de 2011.
- CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 1998.** *Plan de Xestión de Resíduos Sólidos Urbanos de Galicia*. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, 132 pp.

- COSTA L. 1992.** Ecología del corzo en las montañas cantábricas. Modelo de gestión. Tesis doctoral. Universidad de León. Facultad de Ciencias Biológicas. 341 pp.
- COZZA K., FICO R. y BATTISTINI M.-L. 1996.** The Damage-Conservation Interface Illustrated by Predation on Domestic Livestock in Central Italy. *Biological Conservation* **78**: 329-336.
- CRAMPE J.P., LOISON A., GAILLARD J.M., FLORENCE E. y CAENS P. 2009.** La calidad individual, un elemento determinante del fitness en las hembras de sarrio (*Rupicapra pyrenaica*). Pp 183, *Libro de Ponencias V Congreso Mundial de Ungulados de Montaña*, Granada, 10-14 de noviembre.
- CROCKER, E.J. 1998.** A New Technique for the Rapid Simultaneous Examination of Medullae and Cuticular Patterns of Hairs. *Microscope* **46**: 169-173.
- CROWELL-DAVIS S.L. 1986.** Spatial relations between mares and foals of the Welsh pony (*Equus caballus*). *Animal Behaviour* **34**: 1007-1015.
- CROWELL-DAVIS S.L. 1994.** Daytime rest behavior of the Welsh pony (*Equus caballus*) mare and foal. *Applied Animal Behaviour Science* **40(3-4)**: 197-210.
- CROWELL-DAVIS S.L. y WEEKS J. W. 2005.** Maternal behaviour and mare-foal interaction. Pp 126-149 en D. MILLS y S. McDONNELL (eds.), *The Domestic Horse. The Evolution, Development and Management of its Behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge.
- CUESTA L., BÁRCENA F., PALACIOS F. y REIG S. 1991.** The trophic ecology of the Iberian Wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907). A new analysis of stomach's data. *Mammalia* **55**: 239-254.
- CURIO E. 1976.** *The Ethology of Predation*. Springer-Verlag, Berlin, 250 pp.
- CHAVEZ A.S. y GESE E.M. 2005.** Food Habits of Wolves in Relation to Livestock Depredations in Northwestern Minnesota. *American Midland Naturalist* **154**: 253-263.
- DALE B.W., ADAMS L.G. y BOWYER R.T. 1994.** Functional response of wolves preying on barren-ground caribou in a multiple-prey ecosystem. *Journal of Animal Ecology* **63**: 644-652.
- DARGATZ D.A., DEWELL G.A. y MORTIMER R.G. 2004.** Calving and calving management of beef cows and heifers on cow-calf operations in the United States. *Theriogenology* **61**: 997-1007.
- DARIMONT C.T., REIMCHEN T.E., BRYAN H.M. y PAQUET P.C. 2008.** Faecal-Centric Approaches to Wildlife Ecology and Conservation; Methods, Data and Ethics. *Wildlife Biology in Practice* **4(2)**: 73-87.
- DAWKINS R. 1982.** *The Extended Phenotype. The Long Reach of the Gene*. Oxford University Press, Oxford, 336 pp.
- DE CASTRO A. 2002.** Os Mamíferos. Pp 162-222 en F. COBO, editor. *Galicia. Natureza. Tomo XXXIX. Zooloxía III*. Hércules Ediciones S.A., A Coruña.
- DE LOMBERA A. 2003.** La explotación del ganado bravo en los montes de los municipios de Oul y Muras (Lugo). *Pontenova* **8**: 121-140.
- DE MARINIS A.M. y ASPREA A. 2006.** Hair identification key of wild and domestic ungulates from southern Europe. *Wildlife Biology* **12**: 305-320.

- DEBROT S., MERMOD C., FIVAZ G. y WEBER J.M. 1982. *Atlas des poils des mammifères d'Europe*. Université de Neuchâtel, Peseux, 208 pp.
- DEEDRICK D.W. 2000. *Hairs, Fibers, Crime, and Evidence*. Forensic Science Communications Disponible en: http://www.fbi.gov/hq/lab/fsc/backissu/july2004/research/2004_03_research02.htm. Con acceso: febrero de 2006.
- DEEDRICK D.W. y KOCH S.L. 2004. *Microscopy of Hair Part II: A Practical Guide and Manual for Animal Hairs*. Forensic Science Communications. Disponible en : http://www.fbi.gov/hq/lab/fsc/backissu/july2004/research/2004_03_research02.htm. Con acceso: febrero de 2006.
- DELAUNE M.G. 2000. *XTools ArcView Extension (Version 10/18/2000)*. Oregon Department of Forestry.
- DÍAZ LÓPEZ B. y BERNAL SHIRAI J.A. 2008. Marine aquaculture and bottlenose dolphins' (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behavioural Ecology and Sociobiology* **62**: 887-894.
- DOMJAN M. 2009. *The Principles of Learning and Behavior*, 6th Edition. Wadsworth Cengage Learning, Belmont, 696 pp.
- DORRANCE M.J. 1982. Predation Losses of Cattle in Alberta. *Journal of Range Management* **35**(6): 690-692.
- DÝRMUNDSSON Ó.R. 1994. Reproduction of Icelandic horses with special reference to seasonal sexual activity. *Icelandic Agricultural Sciences* **8**: 51-57.
- DYTHAM C. 2003. *Choosing and Using Statistics. A Biologist's Guide*. Second Edition. Blackwell Publishing, Malden, 248 pp.
- ECHEGARAY J., MARTÍNEZ DE LECEA F., COVELA I., HERNANDO A., DE LA TORRE J.A., ILLANA A. y PANIAGUA D. 2009. *Seguimiento de las poblaciones de lobos (Canis lupus L., 1758) en la Comunidad Autónoma del País Vasco en 2008 mediante el uso de técnicas genéticas no invasivas*. Informe inédito. Victoria-Gasteiz, 75 pp.
- ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INSTITUTE, INC. 1992-1999. *ArcView. Version 3.2*. Redlands, CA.
- ESPEJO MARÍN C. 1996. Sistemas de explotación ganadera: notas en torno a su concepto. *Lurralde* **19**: 89-104.
- ESPUNO N. 2004. *Impact du loup (Canis lupus) sur les ongles sauvages et domestiques dans le massif du Mercantour*. Tesis. Universidad de Montpellier II, Francia, 214 pp.
- ESTEBAN NADAL M., CÁCERES I. y FOSSE P. 2010. Characterization of a current coprogenic sample originated by *Canis lupus* as a tool for identifying a taphonomic agent. *Journal of Archaeological Science* **37**: 2959-2970.
- ESTES R.D. 1976. The significance of breeding synchrony in the wildebeest. *East African Wildlife Journal* **14**: 135-152.
- ÉTTIENE, P. 2004. *El jabalí*. Ediciones Omega, Barcelona, 208 pp.
- FABBRI E., MIQUEL C., LUCCHINI V., SANTINI A., CANIGLIA R., DUCHAMP C., WEBER J.M., LEQUETTE B., MARUCCO F., BOITANI L., FUMAGALLI L., TABERLET P. y

- RANDI E. 2007.** From the Apennines to the Alps: colonization genetics of the naturally expanding Italian wolf (*Canis lupus*) population. *Molecular Ecology* **16**(8): 1661-1671.
- FALIÚ L., LIGNEREUX Y. y BARRAT J. 1980.** Identification des poils de mammifères pyrénéens. *Donana Acta Vertebrata* **7**: 125-212.
- FARIÑA X. 1993.** *Os Concellos Galegos. Parte Especial. Tomo VIII (Pontevedra - Salvaterra de Miño).* Fundación Pedro Barrié de la Maza, A Coruña, 208 pp.
- FEAGAS. 2010.** *Blonda de Aquitania.* Disponible en: <http://www.feagas.com/index.php/es/razas/bovino/blonda-de-aquitania> Con acceso 27 de noviembre de 2012.
- FEH C., MUNKHTUYA B., ENKHBOLD S. y SUKHBAATAR T. 2001.** Ecology and social structure of the Gobi khulan *Equus hemionus* subsp. in the Gobi B National Park, Mongolia. *Biological Conservation* **101**: 51-61.
- FEIST J.D. y MCCULLOUGH D.R. 1975.** Reproduction in feral horses. *Journal of Reproduction and Fertility. Suppl.* **23**: 13-18.
- FERNÁNDEZ-SALVADOR R. 1996.** Definición de las familias del orden Carnívora. Pp 17-44 en R. GARCÍA-PEREA, R.A. BAQUERO, R. FERNÁNDEZ-SALVADOR y J. GISBERT (eds.), *Carnívoros. Evolución, Ecología y Conservación.* Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- FERNÁNDEZ M., RIVERO G., ALONSO M., RIVERO C.J., POSE H., JUSTO J.R., ADÁN S., DÍAZ R., ROIS D. y CARRIL J.A. 2001.** *Razas Autóctonas de Galicia en Peligro de Extinción.* Xunta de Galicia, A Coruña, 243 pp.
- FERNÁNDEZ PRIETO L. 1992.** *Labregos con ciencia. Estado, sociedade e innovación tecnolóxica na agricultura galega, 1850-1939.* Edicións Xerais de Galicia, Vigo, 518 pp.
- FISHER D.O., BLOMBERG S.P. y OWENS I.P.F. 2002.** Convergent maternal care strategies in ungulates and macropods. *Evolution* **56**(1): 167-176.
- FLOYD T.J., MECH D. y JORDAN P.A. 1978.** Relating wolf scat content to prey consumed. *Journal of Wildlife Management* **42**: 528-532.
- FOOTE R.H. 1977.** Sex ratio in dairy cattle under various conditions. *Theriogenology* **8**: 349-356.
- FOWLER J. y COHEN L. 1999.** *Estadística básica en Ornitología.* SEO/Birdlife, Madrid, 144 pp.
- FRANKS S.W., RUXTON G.D. y JAMES R. 2010.** Sampling animal association networks with the gambit of the group. *Behavioural Ecology and Sociobiology* **64**: 493-503.
- FRITTS S.H. 1982.** *Wolf depredation on livestock in Minnesota.* U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Resource Publication 145. Northern Prairie Wildlife Research Center Online. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/mammals/minnwolf/index.htm> (Version 03JUN98).
- FRITTS S.H. y MECH L.D. 1981.** Dynamics, movements and feeding ecology of a newly protected wolf population in Northwestern Minnesota. *Wildlife Monographs* **80**: 1-79.
- FRITTS S.H., PAUL W.J., MECH L.D. y SCOTT D.P. 1992.** *Trends and management of wolf-livestock conflicts in Minnesota.* U.S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 181. Northern Prairie Wildlife Research Center Online. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/mammals/wolflive/index.htm> (Version 15MAY98).

- FUENTES GARCÍA F.C., J.M. SÁNCHEZ SÁNCHEZ y C. GONZALO ABASCAL. 2000. *Manual de etnología animal: razas de rumiantes*. Digo Marín Librero-Editor, Murcia, 494 pp.
- FULLER T.K. 1989. Population dynamics of wolves in North-Central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 1-41.
- FULLER T.K., MECH D.L. y COCHRANE J.F. 2003. Wolf Population Dynamics. Pp 161-191 en D. MECH y L. BOITANI (eds.), *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- GADE-JØRGENSEN I. y STAGEGAARD R. 2000. Diet composition of wolves *Canis lupus* in east-central Finland. *Acta Theriologica* 45: 537-547.
- GAILLARD J.-M., DELORME D., JULLIEN J.M. y TATIN D. 1993. Timing and synchrony of births in roe deer. *Journal of Mammalogy* 74(3): 738-744.
- GAILLARD J.-M., FESTA-BIANCHET M., YOCCHOZ N.G., LOISON A. y TÖIGO C. 2000. Temporal Variation in Fitness Components and Population Dynamics of Large Herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 367-393.
- GARROTT R.A. 1991. Sex ratios and differential survival of feral horses. *Journal of Animal Ecology* 60: 929-937.
- GARROTT R.A. y TAYLOR L. 1990. Dynamics of a Feral Horse Population in Montana. *Journal of Wildlife Management* 54(4): 603-612.
- GAZZOLA A., BERTELLI I., AVANZINELLI E., TOLOSANO A., BERTOTTO P. y APOLLONIO M. 2005. Predation by wolves (*Canis lupus*) on wild and domestic ungulates of the western Alps, Italy. *Journal of Zoology, London* 266: 205-213.
- GAZZOLA A., CAPITANI C., MATTIOLI L. y APOLLONIO M. 2008. Livestock damage and wolf presence. *Journal of Zoology* 274: 261-269.
- GESE E.M. y MECH L.D. 1991. Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969-1989. *Canadian Journal of Zoology* 69(12): 2946-2955.
- GIBBS J.P. 2000. Monitoring Populations. Pp 213-252 en L. BOITANI y T.K. FULLER, (eds.), *Research Techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York.
- GIL A., CHEDA D., ARÉCHAGA F. y LOBATO X. 2003. *Vida sobre esteril. La rehabilitación de la escombrera exterior de la Mina de As Pontes*. Endesa Generación, As Pontes, 157 pp.
- GÓMEZ G. 1996. A Limia, o Val de Monterrei e As Frieiras. Pp 66-107 en F.J. RÍO BARJA (ed.), *Galicie Xeográfica. Tomo XX: A Limia, val de Monterrei e as Frieiras, Miño central ourensán e depresión e serras sudorientais*. Hércules de Ediciones, A Coruña.
- GONZÁLEZ SAINZ C., CACHO TOCA R. y FUKAZAWA T. 2003. *Arte Paleolítico en la Región Cantábrica. Base de Datos multimedia Photo VR*. Servicios de Publicaciones de la Universidad de Cantabria, Consejería de Cultura del Gobierno de Cantabria y Texnai Inc., Santander, 786 pp.
- GOODLOE R.B., WARREN R.J., OSBORN D.A. y HALL C. 2000. Population Characteristics of Feral Horses on Cumberland Island, Georgia and Their Management Implications. *Journal of Wildlife Management* 64(1): 114-121.
- GOSZCZYŃSKI J. 1974. Studies on the food of foxes. *Acta Theriologica* 19: 1-17.

- GOWANS S., WHITEHEAD H. y HOOKER S.K. 2001.** Social organization in northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*: not driven by deep-water foraging? *Animal Behaviour* **62**: 369-377.
- GRAHAM K., BECKERMAN A.P. y THISGOOD S. 2005.** Human–predator–prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation* **122**: 159-171.
- GRANDAL A. 1991.** Revisión de los fondos paleontológicos del Museo Provincial de Lugo: nuevos datos sobre fauna cuaternaria de Galicia. *Cadernos do Laboratório Xeolóxico de Laxe* **16**: 23-35.
- GRANDAL A., LÓPEZ GONZÁLEZ F. y VIDAL ROMANÍ J.R. 1997.** Condicionantes en la distribución de macromamíferos en Galicia (NW Península Ibérica) durante el Cuaternario superior. *Cadernos do Laboratório Xeolóxico de Laxe* **22**: 43-66.
- GRANDAL A. y VIDAL ROMANÍ J.R. 1991.** Macromamíferos del Pleistoceno Superior de Galicia (NW de la Península Ibérica). *Cadernos do Laboratório Xeolóxico de Laxe* **16**: 7-22.
- GRANDAL A. y VIDAL ROMANÍ J.R. 1997.** A population study on the Cave Bear (*Ursus spelaeus* Ros.-Hein.) from Cova Eirós (Triacastela, Galicia, Spain). *Geobios* **30(5)**: 723-731.
- GRANDE DEL BRÍO R. 2000.** *El lobo ibérico. Biología, ecología y comportamiento*. Amarú ediciones, Salamanca, 366 pp.
- GRANGE S., DUNCAN P., GAILLARD J.M., SINCLAIR A.R.E., GOGAN P.J.P., PACKER C., HOFER H. y MARION E. 2004.** What limits the Serengeti zebra population? *Oecologia* **140**: 523-532.
- GREEN W.C.H. y ROTHSTEIN A. 1993.** Asynchronous Parturition in Bison: Implications for the Hider-Follower Dichotomy. *Journal of Mammalogy* **74(4)**: 920-925.
- GREGER P.D. y ROMNEY E.M. 1999.** High foal mortality limits growth of a desert feral horse population in Nevada. *Great Basin Naturalist* **59**: 374-379.
- GREGG M.A., BRAY M., KILERIDE K.M. y DUNBAR M.R. 2001.** Birth synchrony and survival of pronghorn fawns. *Journal of Wildlife Management* **65(1)**: 19-24.
- GRIFFIN A.S., BLUMSTEIN D.T. y EVANS C.S. 2000.** Training Captive-Bred or Translocated Animals to Avoid Predators. *Conservation Biology* **14(5)**: 1317-1326.
- GROGAN E.H. y MCDONNELL S.M. 2005.** Injuries and Blemishes in a Semi-Feral Herd of Ponies. *Journal of Equine Veterinary Science* **25(1)**: 26-30.
- GUITIÁN J., de CASTRO A., BAS S. y SÁNCHEZ J.L. 1979.** Nota sobre la dieta del lobo (*Canis lupus* L.) en Galicia. *Trabajos Compostelanos de Biología* **VIII**: 95-104.
- GULA R. 2006.** Wolf Depredation on Domestic Animals in the Polish Carpathian Mountains. *The Journal of Wildlife Management* **72(1)**: 283-289.
- GUNSON J.R. 1983.** Wolf depredation on livestock in western Canada. Pp 102-105 en L.N. CARBYN (ed.), *Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management*. Canadian Wildlife Service Report 45, Ottawa, Ontario.
- GUSSET M., SWARNER M.J., MPONWANE L., KELETILE K. y MCNUTT J.W. 2009.** Human–wildlife conflict in northern Botswana: livestock predation by Endangered African wild dog *Lycaon pictus* and other carnivores. *Oryx* **43(1)**: 67-72.

- HABER G.C. 1977.** *Socio-Ecological Dynamics of Wolves and Prey in a Subarctic Ecosystem*. Tesis Doctoral. University of British Columbia. Joint Federal-State Land Use Planning Commission for Alaska, 786 pp.
- HAINARD R. 1971.** *Mamifères sauvages d'Europe. I. Insectivores, chéiroptères, carnivores*. Éditions Delachaux & Niestlé, Neuchatel, Suisse, 320 pp.
- HARRINGTON F.H. y ASA C.S. 2003.** Wolf Communication. Pp 66-103 en L.D. MECH y L. BOITANI, (eds.), *Wolves. Behaviour, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- HARTING J.E. 1994.** *A Short History of the Wolf in Britain*. Pryor Publications Whitestable and Walsall, Whitestable, Kent, 91 pp.
- HAYES R.D., BAER A.M., WOTSCHIKOWSKY U. y HARESTAD A.S. 2000.** Kill rate by wolves on moose in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* **78(1)**: 49-59.
- HAYES R.D. y HARESTAD A.S. 2000.** Wolf functional response and regulation of moose in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* **78(1)**: 60-66.
- HAYWARD M.W. y KERLEY G.I.H. 2005.** Prey preferences of the lion (*Panthera leo*). *Journal of Zoology, London* **267**: 309-322.
- HAYWARD M. W. y KERLEY G. I. H. 2008.** Prey preferences and the conservation status of Africa's large predators. *South African Journal of Wildlife Research* **38**: 93-108.
- HAYWARD M. W., O'BRIEN J., HOFMEYER M., KERLEY G. I. H. 2006** Prey preferences of the African wild dog *Lycaon pictus*: ecological requirements for their conservation. *Journal of Mammalogy* **87**: 1122-1131.
- HEBBLEWHITE M. 2001.** *Wolf and elk predator-prey dynamics in Banff National Park*. Master of Science Thesis. School of Forestry. University of Montana, Missoula, 130 pp.
- HEITOR F. y VICENTE L. 2010.** Dominance relationships and patterns of aggression in a bachelor group of Sorraia horses (*Equus caballus*). *Journal of Ethology* **28**: 35-44.
- HEPTNER V.G., NAUMOV N.P., YURGENSON P.B., SLUDSKII A.A., CHIRKOVA A.F. y BANNIKOV A.G. 1998.** Volume II, Part la Sirenia and Carnivora (Sea Cows; Wolves and Bears). 733 pp en V. G. HEPTNER y N. P. NAUMOV (eds.), *Mammals of the Soviet Union*. Vysshaya Shkola Publishers. [Traducido del ruso por Science Publishers, Inc., Smithsonian Institution Libraries and The National Science Foundation, Washington, D.C.].
- HERMIDA R. 1996.** O Golfo Ártabro: Xeografía Humana e Económica. Pp 274-369 en F.J. RÍO BARJA (ed.), *Galicia Xeográfica. Tomo XVIII: A Galicia cantábrica, ártabra e fisterrá*. Hercules de Ediciones, A Coruña.
- HERMIDA R. 2009.** *Morfología y sistemática del lobo ibérico Canis lupus L. 1758*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 390 pp.
- HICKMAN C.P., ROBERTS L.S. y LARSON A. 1998.** *Principios integrales de Zoología*. McGraw Hill. Interamericana, Madrid, 921 pp.
- HOLDERNESS-RODDAM J. 2001.** *Capas y señales*. Guías Ecuestres Ilustradas. Editorial Hispano Europea S. A., Barcelona, 32 pp.
- HOLMERN T., NYAHONGOA J. y RØSKAFTA E. 2007.** Livestock loss caused by predators outside the Serengeti National Park, Tanzania. *Biological Conservation* **135**: 518-526.

- HOPPE S., BRANDT H.R., ERHARDT G. y GAULY M. 2008.** Maternal protective behaviour of German Angus and Simmental beef cattle after parturition and its relation to production traits. *Applied Animal Behaviour Science* **114**: 297–306.
- HOVENS J.P.M. y TUNGALAKTUJA K. 2005.** Seasonal fluctuations of the wolf diet in the Hustai National Park (Mongolia). *Mammalian Biology* **70**: 210-217.
- HOVENS J.P.M., TUNGALAKTUJA K.H., TODGERIL T. y BATDORJ D. 2000.** The impact of wolves *Canis lupus* (L. 1758) on wild ungulates and nomadic livestock in and around the Hustai Nuruu Steppe Reserve (Mongolia). *Lutra* **43**: 39-50.
- HUFFMAN M.A. 1997.** Current Evidence for Self-Medication in Primates: A Multidisciplinary Perspective. *Yearbook of Physical Anthropology* **40**: 171-200.
- HUFFMAN M.A. y CATON J.M. 2001.** Self-induced Increase of Gut Motility and the Control of Parasitic Infections in Wild Chimpanzees. *International Journal of Primatology* **22**(3): 329-346.
- HUGGARD D., J. 1993.** Prey selectivity of wolves in Banff National Park. I. Prey species. *Canadian Journal of Zoology* **71**: 130-139.
- IGLESIA P. 1973.** *Los Caballos Gallegos Explotados en Régimen de Libertad o Caballos Salvajes de Galicia*. Tesis Doctoral. Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, 1.205 pp.
- IGLESIA P. 1974a.** Curro. Pp 126-141 en S. CAÑADA (ed.), *Gran Enciclopedia Gallega*. El Progreso-Diario de Pontevedra, Lugo.
- IGLESIA P. 1974b.** Ganadería. Pp 113-126 en S. CAÑADA (ed.), *Gran Enciclopedia Galega*. El Progreso-Diario de Pontevedra, Lugo.
- IGLESIA P. 1974c.** Vaca. Pp 202-207 en S. CAÑADA (ed.), *Gran Enciclopedia Galega*. El Progreso-Diario de Pontevedra, Lugo.
- IMS R.A. 1990.** On the adaptive value of reproductive synchrony as a predator-swamping strategy. *The American Naturalist* **136**: 485-498.
- INSTITUTO GALEGO DE ESTATÍSTICA. 1995.** *Galicia en cifras. Anuario 1994*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, 436 pp.
- INSTITUTO GALEGO DE ESTATÍSTICA. 2003-2005.** *Anuario de Estatística Agraria. Gando porcino. Distribución de prazas en explotacións industriais*. Disponible en: (http://www.ige.eu/igebdt/selector.jsp?COD=145&paxina=002_001&c=0301001003). Con acceso 7 de febrero de 2008.
- INSTITUTO GALEGO DE ESTATÍSTICA. 2003-2006.** *Efectivos e explotacións de gando bovino*. Disponible en: <http://www.ige.eu/igebdt/verEjes.jsp?COD=62&M=&S=&RET=>. Con acceso 4 de febrero de 2008.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2003.** Censo agrario 1999. Disponible en <http://www.ige.eu/igebdt/verEjes.jsp?COD=96&M=1&S=&RET=navmunicipal.jsp?ESP=>. Con acceso: 7 de febrero de 2008.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2004.** *Cifras de población referidas al 01/01/03*. Detalle Municipal, [en línea]. <http://www.ine.es/inebase/chi/axi>. Con acceso: 22 de junio de 2004.

- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2008.** *Densidad de Población*. Disponible en: <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft43%2Fa011&file=inebase&L=0> Con acceso 5 de diciembre de 2012.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2009a.** *Cifras de población referidas al 01/01/2005*. Real Decreto 1358/2005, de 18 de noviembre. Detalle municipal. <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft20%2Fe260%2Fa2005%2F&file=pcaxis&N=&L=0>. Con acceso 25 de marzo de 2009.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2009b.** Censo agrario 2009. Disponible en: <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft01%2Fp042/E01&file=inebase&L=0> Con acceso 16 de abril de 2011.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2011.** Cifras de población. Disponible en <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft20%2Fe245%2Fp05&file=inebase&L=0> Con acceso: 9 de junio de 2011.
- IONESCU, O. 1993.** Current status and prospects for the wolf in Romania. Pp 51-56 en C. PROMBERGER y W. SCHRÖEDER, (eds.), *Wolves in Europe. Status and Perspectives*. Munich Wildlife Society, Ettal.
- IUCN 2010.** *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.1. Disponible en: www.iucnredlist.org. Con acceso: 16 de marzo de 2010.
- JACOBS J. 1974.** Quantitative Measurement of Food Selection. A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. *Oecologia* **14**: 413-417.
- JARNEMO A., LIBERG O., LOCKOWANDT S., OLSSON A. y WAHLSTRÖM K. 2004.** Predation by red fox on European roe deer fawns in relation to age, sex, and birth date. *Canadian Journal of Zoology* **82**: 416-422.
- JĘDRZEJEWSKA B., OKARMA H., JĘDRZEJEWSKI W. y MIŁKOWSKI L. 1994.** Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Applied Ecology* **31**: 664-676.
- JĘDRZEJEWSKI W., JĘDRZEJEWSKA B., OKARMA H., SCHMIDT K., ZUB K. y MUSIANI M. 2000.** Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Mammalogy* **81**: 197-212.
- JĘDRZEJEWSKI W., SCHMIDT K., THEUERKAUS J., JĘDRZEJEWSKA B., SELVA N., ZUB K. y SZYMURA L. 2002.** Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża primeval forest (Poland). *Ecology* **83**: 1341-1356.
- JENNESS J. 2006.** Center of Mass, v. 1.b. Disponible en: <http://www.jennessent.com/arcview/centermass.htm>
- JENNESS J. 2007.** Nearest Features v. 3.8b. Disponible en: http://www.jennessent.com/arcview/nearest_features.htm
- JHALA Y.V. 1993.** Predation on blackbuck by wolves in Velavadar National Park, Gujarat, India. *Conservation Biology* **7**: 874-881.
- JOHNSON D.H. 1980.** The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**: 65-71.
- JOHNSON S.J. y GRIFFEL D.E. 1982.** Sheep losses on Grizzli Bear Range. *Journal of Wildlife Management* **46(3)**: 786-790.

- JORDANA J. 2005.** Los équidos en España. *Investigación y ciencia* mayo: 4-5.
- JORDANA J. y PARÉS P.M. 1999.** Relaciones genéticas entre razas ibéricas de caballos utilizando caracteres morfológicos (prototipos raciales). *AGRI* **26**: 75-94.
- JORGENSEN J.T., FESTA-BIANCHET M., GAILLARD J.-M. y WIAHART W.D. 1997.** Effects of age, sex, disease, and density on survival of bighorn sheep. *Ecology* **78**(4): 1019-1032.
- JOST C., DEVULDER G., VUCETICH J.A., PETERSON R.O. y ARDITI R. 2005.** The wolves of Isle Royale display scale-invariant satiation and ratio-dependent predation on moose. *Journal of Animal Ecology* **74**: 809-816.
- JUSTO FEIJOO J.R., LAMA LÓPEZ J.J., RIVERO MARTÍNEZ C.J., FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ M. y RUVERO CUESTA G. 2009.** Cachena. Pp 70-73 in M. FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, M. GÓMEZ FERNÁNDEZ, J.V. DELGADO BERMEJO, S. ADÁN BELMONTE Y M. JIMÉNEZ CABRAS (coords), *Guía de campo de las razas autóctonas españolas*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Madrid.
- KAARTINEN S., LUOTO M. y KOJOLA I. 2009.** Carnivore-livestock conflicts: determinants of wolf (*Canis lupus*) depredation on sheep farms in Finland. *Biodiversity and Conservation* **18**(13): 3503-3517.
- KAMINSKI G., BRANDT S., BAUBET E. y BAUDOIN C. 2005.** Life-history patterns in female wild boars (*Sus scrofa*): mother–daughter postweaning associations. *Canadian Journal of Zoology* **83**(3): 474-480.
- KAMLER J.F., JĘDRZEJEWSKI W. y JĘDRZEJEWSKA B. 2007.** Survival and cause-specific mortality of red deer *Cervus elaphus* in Białowieża National Park, Poland. *Wildlife Biology* **13**(1): 48-52.
- KARANTH K.U. 1995.** Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* **71**: 333-338.
- KEIPER R. 1985.** *The Assateague Ponies*. Tidewater Press, Centreville, Maryland, 101 pp.
- KEIPER R. 1990.** Biology of Large Grazing Mammals on the Virginia Barrier Islands. *Virginia Journal of Science* **41**(4A): 352-363.
- KEIPER R. y HOUPPT K. 1984.** Reproduction in feral horses: An eight-year study. *American Journal of Veterinarian Research* **45**: 991-995.
- KENWARD R.E. 1987.** *Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, London, England, 222 pp.
- KENWARD R.E. 2001.** Historical and Practical Perspectives. Pp 3-12 en J.J. MILLSPAUGH y J.M. MARZLUFF (eds.), *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press, San Diego.
- KIRKPATRICK J.F., LASLEY B.L., SHIDELER S.E., ROSER J.F. y TURNER J.W.J. 1993.** Non-instrumented immunoassay field tests for pregnancy detection in free-roaming feral horses. *Journal of Wildlife Management* **57**(1): 168-173.
- KIRKPATRICK J.F., LIU I.M.K., TURNER J.W.JR., NAUGLE R. y KEIPER R. 1992.** Long-term effects of porcine zonae pellucidae immunocontraception on ovarian function in feral horses (*Equus caballus*). *Journal of Reproduction and Fertility* **94**: 437-444.

- KIRKPATRICK J.F. y TURNER J.W.J. 1986. Comparative reproductive Biology of North American Feral Horses. *Equine Veterinary Science* 6: 224-230.
- KISSUI B.M. 2008. Livestock predation by lions, leopards, spotted hyenas, and their vulnerability to retaliatory killing in the Maasai steppe, Tanzania. *Animal Conservation* 11: 422-432.
- KLEINBAUM D.G. y KLEIN M. 2005. *Survival Analysis. A Self-Learning Text*. Statistics for Biology and Health. Springer, New York, 590 pp.
- KLUEVER B., LAGOS L., BRECK S., HOWERY L., SANMARTÍN M.L., BERGMAN D., BÁRCENA F. 2012. Integrity and Retention of Ear-tag Radio Transmitters in Domestic Cattle and Feral Horses. *Wildlife Society Bulletin* 36(1):189-193.
- KOJOLA I., HUITU O., TOPPINEN K., HEIKURA K., HEIKKINEN S., y RONKAINEN S. 2004. Predation on European wild forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland. *Journal of Zoology, London* 263: 229-235.
- KOŁOWSKI J.M. y HOLEKAMP K.E. 2006. Spatial, temporal, and physical characteristics of livestock depredations by large carnivores along a Kenyan reserve border. *Biological Conservation* 128: 529-541.
- KOWALEWSKI D. 2009. The Anatomy of a Wolf Den Site: A Field Report. *Electronic Green Journal* 1(28). Disponible en <http://escholarship.org/uc/item/7d6366ss>. Con acceso: 5 de noviembre de 2009.
- KOWALSKI K. 1981. *Manual de Teriología*. H. Blume Ediciones, Madrid, 532 pp.
- KREBS C.J. 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings, San Francisco, California, USA., 688 pp.
- LABIANO A.M. 1994. *Manual de los pelajes del caballo*. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, 146 pp.
- LAGOS L. y BÁRCENA F. 2010. Valoración de los radiotransmisores sobre crotal en el seguimiento de ponis salvajes. *Galemys* 22 (NE): 95-114.
- LAMARQUE F., ANDERSON J., FERGUSSON R., LAGRANGE M., OSEI-OWUSU Y. y BAKKER L. 2009. *Human-wildlife conflict in Africa. Causes, consequences and management strategies*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, 157 pp.
- LANDA A., GUDVANGEN K., SWENSON J.E. y RØSCAFT E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on domestic sheep. *Journal of Applied Ecology* 36: 963-973.
- LANDRY J.-M. 2004. *El lobo. Biología, costumbres, mitología, cohabitación, protección*. Ediciones Omega S.A., Barcelona, 248 pp.
- LANGBEIN J. y RAASCH M.-L. 2000. Investigations on the hiding behaviour of calves at pasture [in German]. *Archiv Tierzucht* 43: 203-210.
- LE NEINDRE P. y VALLET A. 1992. The Suckled Calf. Pp 209-224 en R. JARRIGE y C. BÉRANGER (eds.), *Beef cattle production*. Elsevier Science Publishers B.V, Amsterdam.
- LEGIDE M. 1996. El intervalo entre partos en la rubia gallega de montaña. *Archivos de Zootecnia* 44: 75-78.

- LENT P.C. 1974.** Mother-infant relationships in ungulates. Pp 14-55 en V. GEIST y F. WALTHER (eds.), *The behaviour of ungulates and its relationship to management*. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Morges, Switzerland.
- LIDFORS L.M., MORAN D., JUNG J., JENSEN P. y CASTREN H. 1994.** Behavior at calving and choice of calving place in cattle kept in different environments. *Applied Animal Behaviour Science* 42: 11-28.
- LIESAU VON LETTOW-VORBECK C. 2005.** Arqueozoología del caballo en la antigua Iberia. *Gladius* XXV: 187-206.
- LINKLATER W.L. 2000.** Adaptive explanation in socio-ecology: lessons from the Equidae. *Biological Review* 75: 1-20.
- LINKLATER W.L. y CAMERON E.Z. 2000.** Distinguishing cooperation from cohabitation: the feral horse case study. *Animal Behaviour* 59: 17-21.
- LINKLATER W.L., CAMERON E.Z., MINOT E.O. y STATSOFT I. 2004.** Feral horse demography and population growth in the Kaimanawa Ranges, New Zealand. *Wildlife Research* 31: 119-128.
- LINKLATER W.L., CAMERON E.Z., STAFFORD K.J. y VELTMAN C.J. 2000.** Social and spatial structure and range use by Kaimanwa wild horses (*Equus caballus*: Equidae). *New Zealand Journal of Ecology* 24: 139-152.
- LINNELL J.D.C. y ANDERSEN R. 1998.** Timing and synchrony of birth in a hider species, the roe deer *Capreolus capreolus*. *Journal of Zoology, London* 244: 497-504.
- LINNELL J.D.C., SWENSON J.E. y ANDERSEN R. 2001.** Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation* 4: 345-349.
- LIRA J., LINDERHOLM A., OLARIA C., BRANDSTRÖM DURLING M., GILBERT M.T., ELLEGREN H., WILLERSLEV E., LIDÉN K., ARSUAGA J.L., y GÖTHERSTRÖM A. 2010.** Ancient DNA reveals traces of Iberian Neolithic and Bronze Age lineages in modern Iberian horses. *Molecular Ecology* 19(1):64-78.
- LITVAITIS J.A. 2000.** Investigating Food Habits of Terrestrial Vertebrates. Pp 165-190 en L. BOITANI y T.K. FULLER, (eds.), *Research Techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York.
- LIU B. y JIANG Z. 2003.** Diet composition of wolves *Canis lupus* in the northeastern Qinghai-Tibet Plateau, China. *Acta Theriologica* 48: 255-263.
- LIZCANO R., CAMARA J., RIQUELME A., CAÑABATE M., SÁNCHEZ A. y ALFONSO J. 1991.** El polideportivo de Martos. Producción, economía y símbolos de cohesión en un asentamiento del Neolítico final en la campiña del Alto Guadalquivir. *Cuadernos de Prehistoria de la Universidad de Granada* 16-17: 5-101.
- LONG R.A., O'CONNELL A.F. y HARRISON D.J. 1998.** Mortality and survival of white-tailed deer *Odocoileus virginianus* fawns on a north Atlantic coastal island. *Wildlife Biology* 4: 237-247.
- LÓPEZ CUEVILLAS F. 1951.** La clasificación tipológica del arte rupestre del noroeste hispánico y una hipótesis sobre la cronología de alguno de sus tipos. *ZEPHYRUS* 2: 73-82.
- LÓPEZ GONZÁLEZ F. 2003.** *Paleontology and Taphonomy of Pleistocene macromammals of Galicia (NW Iberian Peninsula)*. Serie Nova Terra nº22. Edicions do Castro, A Coruña, 323 pp.

- LÓPEZ SEOANE V. 1861.** *Fauna Mastológica de Galicia ó Historia natural de los mamíferos de este antiguo reino : aplicada á la medicina, á la agricultura, á la industria, á las artes y al comercio.* Imprenta de Manuel Mirás, Santiago de Compostela, 544 pp.
- LORENTZ J.F. 2010.** *The Rise of Horses: 55 Million Years of Evolution.* The John Hopkins University Press, Baltimore, 213 pp.
- LUBOW B.C. y RANSOM J.I. 2009.** Validating Aerial Photographic Mark-Recapture for Naturally Marked Feral Horses. *The Journal of Wildlife Management* **73(8)**: 1420-1429.
- LUÍS C., JURAS R., OOM M.M. y COTHRAN E.G. 2007.** Genetic diversity and relationships of Portuguese and other horse breeds based on protein and microsatellite loci variation. *Animal Genetics* **38**: 20-27.
- LUNG, M. A. y CHILDRESS, M. J. 2007.** The influence of conspecifics and predation risk on the vigilance of elk (*Cervus elaphus*) in Yellowstone National Park. *Behavioral Ecology* **18(1)**: 12-20.
- LUSSEAU D., K. S., BOISSEAU O.J., HAASE P., SLOOTEN E. y DAWSON S.M. 2003.** The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations. Can geographic isolation explain this unique trait? *Behavioural Ecology and Sociobiology* **54**: 396-405.
- LLANEZA L., ÁLVARES F., ORDIZ A., SIERRA P. y UZAL A. 2004.** Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico en la provincia de Ourense. *Ecología* **18**: 227-238.
- LLANEZA L. y BLANCO J.C. 2005.** Situación del lobo (*Canis lupus* L.) en Castilla y León en 2001. Evolución de sus poblaciones. *Galemys* **17 (ne)**: 15-28.
- LLANEZA L., FERNÁNDEZ A. y NORES C. 1996.** Dieta del lobo en dos zonas de Asturias (España) que difieren en carga ganadera. *Doñana, Acta Vertebrata* **23**: 201-213.
- LLANEZA L., LÓPEZ-BAO J.V., SAZATORNIL V. 2012.** Insights into wolf presence in human-dominated landscapes: the relative role of food availability, humans and landscape attributes. *Diversity and Distributions*, **18(5)**: 459-469.
- LLANEZA L. y ORDIZ A. 2003.** Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en la Provincia de Lugo. *Galemys* **15**: 55-66.
- LLANEZA L., PALACIOS V., ÁLVARES F., ORDIZ A., UZAL A., SIERRA P. y SAZATORNIL V. 2005a.** Situación del lobo ibérico en Galicia. Pp 44, *Programa e Resumos, II Congreso Luso-Espanhol sobre o Lobo Ibérico*, Castelo Branco.
- LLANEZA L., PALACIOS V., UZAL A., ORDIZ A., SAZATORNIL V., SIERRA P. y ÁLVARES F. 2005b.** Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en las provincias de Pontevedra y A Coruña (Galicia). *Galemys* **17(ne)**: 61-80.
- LLANEZA L., RICO M. y IGLESIAS J. 2000.** Hábitos alimenticios del lobo ibérico en el antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. *Galemys* **12**: 93-102.
- LLOYD P.H. y RASA O.A.E. 1989.** Status, reproductive success and fitness in Cape mountain zebra (*Equus zebra zebra*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **25**: 411-420.
- MACDONALD D. (ed.) 2001.** *The New Encyclopedia of Mammals.* Oxford University Press, Oxford, 930 pp.

- MACDONALD D. y SILLERO-ZUBIRI C. 2004.** *Dramatis personae*. Wild Canids - an introduction and *dramatis personae*. Pp 3-36 en D. MACDONALD y C. SILLERO-ZUBIRI (eds.), *The Biology and Conservation of Wild Canids*. Oxford University Press, New York.
- MACDONALD D.W. 1976.** Food caching by red fox and some other carnivores. *Zeitschrift Fur Tierpsychologie. Journal of Comparative Ethology* **42**: 170-185.
- MACDONALD D.W. y KAYS R.W. 2005.** Carnivores of the World: An Introduction. Pp 1-67 en R.M. NOWAK (ed.), *Walker's Carnivores of the World*. John Hopkins University Press, Baltimore.
- MAGDALENA R. y VIDAL T. 1984.** Los garranos galaicos. *Quercus* **15**: 35-38.
- MAGURRAN A.E. 1988.** *Ecological Diversity and its Measurement*. Cambridge University Press, London, 179 pp.
- MANLY B., MCDONALD L. y THOMAS D. 1993.** *Resource Selection by Animals. Statistical design and analysis for field studies*. First Edition edition. Chapman & Hall, London, 177 pp.
- MARQUARD-PETERSEN U. 1998.** Food habits of arctic wolves in Greenland. *Journal of Mammalogy* **79**: 236-244.
- MARTÍN BELLIDO M., ESCRIBANO SÁNCHEZ M., MESÍAS DÍAZ F.J., RODRÍGUEZ DE LEDESMA VEGA A. y PULIDO GARCÍA F. 2001.** Sistemas Extensivos de Producción Animal. *Archivos de Zootecnia* **50**: 465-489.
- MARTÍNEZ A., CASTILLO F., PÉREZ A., VALCÁRCEL M. y BLANCO R. 1999.** *Atlas climático de Galicia*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, 207 pp.
- MATEOS-QUESADA P. 2002.** *Biología y comportamiento del Corzo Ibérico*. Universidad de Extremadura, Cáceres, 263 pp.
- MATEOS-QUESADA P. 2005.** Corzo - *Capreolus capreolus*. Pp 31 en L.M. CARRASCAL y A. SALVADOR, editors. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en <http://www.vertebradosibericos.org/>. Con acceso: 26 de julio de 2010.
- MATTIOLI L., APOLLONIO M., MAZZARONE V. y CENTOFANTI E. 1995.** Wolf food habits and wild ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park, Italy. *Acta Theriologica* **40**: 387-402.
- MATTIOLI L., CAPITANI C., AVANZINELLI E., BERTELLI I., GAZZOLA A. y APOLLONIO M. 2004.** Predation by wolves (*Canis lupus*) on roe deer (*Capreolus capreolus*) in north-eastern Apennine, Italy. *Journal of Zoology* **264**: 1-10.
- MATTIOLI L., CAPITANI C., GAZZOLA A., SCANDURA M. y APOLLONIO M. 2011.** Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research* **57**(4): 909-922.
- MCCORT W.D. 1984.** Behavior of feral horses and ponies. *Journal of Animal Science* **58**: 493-499.
- MCDONALD J. H. 2009.** *G-test for goodness-of-fit*. Disponible en <http://udel.edu/~mcdonald/statintro.html>. Último acceso 28 de noviembre de 2012.
- MECH L.D. 1966.** *The wolves of Isle Royale*. Fauna of the National Parks of the United States. Fauna Series 7. U.S Government Printing Office, Washington, D.C., 210 pp.

- MECH L.D. 1970.** *The Wolf. The ecology and Behaviour of an Endangered Species*. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA, 384 pp.
- MECH L.D. 1974.** *Canis lupus*. *Mammalian Species* **37**: 1-6.
- MECH L.D. 2000.** Leadership in Wolf, *Canis lupus*, Packs. *Canadian Field-Naturalist* **114**(2): 259-263.
- MECH L.D. 2007.** Femur-Marrow Fat of White-Tailed Deer Fawns Killed by Wolves. *Journal of Wildlife Management* **71**(3): 920-923.
- MECH L.D., ADAMS L.G., MEIER T.J., BURCH J.W. y DALE B.W. 1998.** *The Wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minnesota, 240 pp.
- MECH L.D. y BARBER-MEYER S.M. 2002.** *A critique of wildlife radio-tracking and its use in national parks: a report to the U.S. National Park Service*. U.S. Geological Survey, Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, N.D. ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Online <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/wildlife/radiotrk/index.htm> (Version 30DEC2002).
- MECH L.D. y BOITANI L. 2003.** Wolf Social Ecology. Pp 1-34 en L.D. MECH y L. BOITANI, (eds.), *Wolves. Behaviour, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- MECH L.D. y BOITANI L. 2004.** Grey wolf *Canis lupus* Linnaeus, 1758. Pp 124-129 en C. SILLERO-ZUBIRI, M. HOFFMANN y D. MACDONALD, (eds.), *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN Publication Services Unit, Cambridge.
- MECH L.D., HARPER E.K., MEIER T.J. y PAUL W.J. 2000.** Assessing factors that may predispose Minnesota farms to wolf depredation on cattle. *Wildlife Society Bulletin* **28**(3): 623-629.
- MECH L.D., MEIER T.J., BURCH J.W. y ADAMS L.G. 1995.** Patterns of prey selection by wolves in Denali National Park, Alaska. Pp 231-244 en L.N. CARBYN, S.H. FRITTS y D.R. SEIP (eds.), *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World. Proceedings of the Second North American Symposium on Wolves*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication 35., Edmonton, Alberta.
- MECH L.D. y PETERSON R.O. 2003.** Wolf-Prey Relations. Pp 131-160 en L.D. MECH y L. BOITANI, (eds.), *Wolves. Behaviour, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- MECH L.D., SMITH D.W., MURPHY K.M. y MACNULTY D.R. 2001.** Winter severity and wolf predation on a formerly wolf-free elk herd. *Journal of Wildlife Management* **65**: 998-1003.
- MEISSNER R. 2006.** *Natural and cultural grazing in the Danube Delta*. 23 pp. Disponible en: <http://www.wildernis.eu/pdf/danubedelta/6-Natural%20%20Grazing%20in%20the%20Danube%20Delta-290706.pdf>. Con acceso: 15 de marzo de 2010.
- MERIGGI A., BRANGI A., MATTEUCCI C. y SACCHI O. 1996.** The feeding habits of wolves in relation to large prey availability in northern Italy. *Ecography* **19**: 287-295.
- MERIGGI A. y LOVARI S. 1996.** A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology* **33**: 1561-1571.
- METEOGALICIA. 2003 - 2008.** *Anuarios Climatológicos de Galicia 2003 – 2008*. Disponible en <http://www.meteogalicia.es/observacion/informesclima/informesIndex.action>. Con acceso 29 de mayo de 2011.

- MIGLI D., YOULATOS D. y ILIOPOULUS Y. 2005.** Winter food habits of wolves in central Greece. *Journal of Biological Research* **4**:217-220.
- MIGNON-GRASTEAU S., BOISSY A., BOUIX J., FAURE J.-M., FISHER A.D., HINCH G.N., JENSEN P., NEINDRE P.L., MORÈDE P., PRUNET P., VANDEPUTTE M. y BEAUMONT C. 2005.** Genetics of adaptation and domestication in livestock. *Livestock Production Science* **93**: 3-14.
- MILLS M.G.L. y SHENK T.M. 1992.** Predator - prey relationships: the impact of lion predation on wildebeest and zebra populations. *Journal of Animal Ecology* **61**: 693-702.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN. 1988.** *Mapa de cultivos y aprovechamientos escala 1:50.000. Hoja 303 (8-13), Verín (Orense).* Dirección General de la Producción Agraria. Madrid, 29 pp.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE RURAL Y MARINO. 2001.** *Trazabilidad del ganado bovino.* Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/trazabilidad-animal/identificacion-animal/bovino/default.aspx#para2>. Con acceso: 4 de abril de 2011.
- MISHRA C. 1997.** Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental Conservation* **24(4)**: 338-343.
- MOHELMAN P. 1998.** Feral asses (*Equus africanus*): intraspecific variation in social organization in arid and mesic habitats. *Applied Animal Behaviour Science* **60**: 171-195.
- MONARD A.-M., DUNCAN P., FRITZ H. y FEH C. 1997.** Variations in the birth sex ratio and neonatal mortality in a natural herd of horses. *Behaviour Ecology and Sociobiology* **41**: 243-249.
- MONROY-VILCHIS O., GARCÍA-MORALES C., RUBIO-RODRÍGUEZ R., HERNÁNDEZ-SAINT MARTÍN A.D., MEDINA-CASTRO J.P., AGUILERA-REYES U. y ORTIZ-GARCÍA A.I. 2005.** Variación intraespecífica e individual de los pelos de mamíferos del Estado de México: implicaciones en la identificación interespecífica. *Ciencia Ergo Sum* **12**:264-270.
- MONTSERRAT BERMEJO L. 1990.** Sistemas de producción de carne con vacas madres en Galicia. *Mundo Ganadero* **1990(4)**: 35-43.
- MONTSERRAT BERMEJO L. y L. SÁNCHEZ GARCÍA. 2002.** Nuevas tendencias de producción de carne de vacuno con vacas nodrizas. *Feagas* **21**:71-78.
- MOORE-CRAWFORD C.M. 2005.** *Maternal investment in domestic cattle. Tesis Doctoral.* Universidad de Maryland, College Park, 111 pp.
- MORRIS C.A., CULLEN N.G., KILGOUR R. y BREMNER J. 1994.** Some genetic factors affecting temperament in *Bos taurus* cattle, *New Zealand Journal of Agricultural Research* **37(2)**: 167-175.
- MOURE ROMANILLO J.A. 1980.** Significado cronológico de las representaciones de animales en las pinturas y grabados de la cueva de Tito Bustillo. *BSAA XLVI*: 5-32.
- MUHLY T.B. y MUSIANI M. 2009.** Livestock depredation by wolves and the ranching economy in the Northwestern U.S. *Ecological Economics* **68**: 2439-2450.
- MURIE A. 1944.** *The wolves of Mount McKinley.* U.S. National Park Fauna Series 5. United States Government Printing Office, Washington, 38 pp.
- NAVES J., FERNÁNDEZ-GIL A., RODRÍGUEZ C. y DELIBES M. 2006.** Brown bear food habits at the border of its range: a long-term study. *Journal of Mammalogy* **87**: 899-908.

- NEUMANN A.L. 1989. *Ganado vacuno para producción de carne*. Editorial Limusa, México, 901 pp.
- NOWAK R.M. 1999. *Walker's Mammals of the World. Vol 1, 6ª edición*. The John Hopkins University Press, Baltimore, 836 pp.
- NOWAK R.M. 2005. *Walker's Carnivores of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA, 313 pp.
- NOWAK S., MYSLAJEK R.W. y JĘDRZEJEWSKA B. 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica* 50: 263-276.
- OAKLEAF J.K., MACK C.M. y MURRAY D.L. 2003. Effects of wolves on livestock calf survival and movements in central Idaho. *Journal of Wildlife Management* 67: 299-306.
- OGADA M.O., WOODROFFE R., OGUGE N.O. y FRANK L.G. 2003. Limiting Depredation by African Carnivores: the Role of Livestock Husbandry. *Conservation Biology* 17(6): 1521-1530.
- OKARMA H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40(4): 335-386.
- OKLAHOMA STATE UNIVERSITY. 1995-2008. Galloway. Disponible en <http://www.ansi.okstate.edu/breeds/cattle/galloway/index.htm> Con acceso: junio de 2012.
- OLARIA C. 1988. *Cova Fosca un asentamiento de cazadores y pastores en la Serranía del Alto Maestrazgo*. Monografías de Prehistoria i Arqueología Castellonenses 3. Castellón, 424 pp.
- OLI M.K., TAYLOR I.R. y ROGERS M.E. 1994. Snow leopard *Panthera uncia* predation of livestock: an assessment of local perceptions in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *Biological Conservation* 68: 63-68.
- OLSEN. 2006. Early Horse Domestication on the Eurasian Steppe. Pp 245-269 en M.A. ZEDER, D.G. BRADLEY, E. EMSHWILLER y B.D. SMITH (eds.), *Documenting Domestication. New Genetic and Archaeological Paradigms*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California.
- OOM M.D.M. y SANTOS REIS M. 1986. Ecology, social organization and behaviour of the feral horses in the Peneda-Gerês National Park. *Arquivos do Museu Bocage* 3: 169-195.
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. 2003. *Ocho preguntas que los consumidores deben hacer respecto a la amenaza de la enfermedad de las vacas locas*. Disponible en: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2003/pr5/es/> Con acceso 6 de octubre de 2012.
- PACKARD J.M. 2003. Wolf Behaviour: Reproductive, Social, and Intelligent. Pp 35-65 en L.D. MECH y L. BOITANI (eds.), *Wolves. Behaviour, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- PACHECO M.A. y HERRERA E.A. 1997. Social structure of feral horses in the Llanos of Venezuela. *Journal of Mammalogy* 78: 15-22.
- PAIXÃO DE MAGALHÃES C., M. 1975. Some features on the wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera) in Portugal. Pp 303-309, XII Congresso da União Internacional dos Biologistas da Caça, Lisboa, Portugal.

- PALMER E. 1978.** Control of the estrus cycle of the mare. *Journal of Reproduction and Fertility* **54**: 495-505.
- PALLANT J. 2005.** *SPSS Survival Manual. A step by step guide to data analysis using SPSS version 12.* Allen and Unwin, Crows Nest, Australia, 218 pp.
- PANZACCHI M., LINNELL J.D.C., ODDEN M., ODDEN J. y ANDERSEN R. 2009.** Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *Journal of Animal Ecology* **78(6)**: 1124-1133.
- PARDELLAS X. 1999.** *Plan estratéxico de mellora do sector primario na Comarca de Monterrei.* Universidade de Vigo - Caixanova, Ourense, 366 pp.
- PARDO A. y RUIZ M.A. 2002.** *SPSS 11. Guía para el análisis de datos.* MacGraw-Hill, Madrid, 715 pp.
- PASCUAL MORO I. y INTXAUSTI DEL CASAL J.I. 1998.** Estudio zoométrico en la raza del poni vasco-pottoka. *Archivos de Zootecnia* **47**: 537-546.
- PATTERSON B.D., KASIKI S.M., SELEMPHO E. y KAYS R.W. 2004.** Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and other carnivores on ranches neighboring Tsavo National Parks, Kenya. *Biological Conservation* **119**: 507-516.
- PATTERSON D.J., BELLOWS R.A., BURFENING P.J. y CARR J.B. 1987.** Occurrence of neonatal and postnatal mortality in range beef cattle. I. Calf loss incidence from birth to weaning, backward and breech presentations and effects of calf loss on subsequent pregnancy rate of dams. *Theriogenology* **28(5)**: 557-571.
- PECHENIK J.A. y LAMB B.C. 1994.** *How to write about biology.* Pearson Education Limited, Essex, 262 pp.
- PENZHORN B.L. 1985.** Reproductive characteristics of a free-ranging population of Cape mountain zebra (*Equus zebra zebra*). *Journal of Reproduction and Fertility* **73**: 51-57.
- PÉREZ A. 1986.** *A Xeografía. O espazo xeográfico e o home.* Galaxia, Vigo, 274 pp.
- PÉREZ C. 2004.** *Técnicas de Análisis Multivariante de Datos.* Pearson Educación S.A., Madrid, 672 pp.
- PÉREZ M.L. 1996.** As Actividades Agrarias. Pp 372-419 en F. RODRÍGUEZ (ed.), *Galicia. Xeografía. Tomo XVII.* Hércules Edicións, A Coruña.
- PÉREZ T. 2002.** Análisis, problemas y perspectivas de los principales sistemas de producción en Galicia. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (ed.), *Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural. Jornada Autonómica de Galicia.* MAPA, Santiago de Compostela. Disponible en <http://www.libroblancoagricultura.com/libroblanco/jautonomica/galicia/ponencias.asp>. Con acceso: 4 de marzo de 2009.
- PÉREZ DE ROZAS A.M., CARABAÑO R., GARCÍA J., ROSELL J., DÍAZ J.V., BARBÉ J., PASCUAL J. y BADIOLA I. 2005.** Etiopatogenia de la Enteropatía Epizootica del Conejo. Pp 167-174 en XXX *Symposium de Cunicultura*, Valladolid, 19-20 de mayo.
- PETERS R.D. y MECH L.D. 1975.** Scent-Marking in Wolves. *American Scientist* **63**: 628-637.
- PETERSON R.O. 1977.** *Wolf ecology and prey relationships on Isle Royale.* U.S. National Park Service Scientific Monograph Series No. 11. U.S. Government. Printing Office, Washington, D.C., 210 pp.

- PETERSON R.O. y CIUCCI P. 2003. The wolf as a carnivore. Pp 104-130 en D. MECH y L. BOITANI (eds.), *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- PETERSON R.O., WOOLINGTON J.D. y BAILEY T.N. 1984. Wolves of the Kenai Peninsula, Alaska. *Wildlife Monographs* 88: 1-52.
- PETRACO N. 1987. A Microscopical Method to Aid in the Identification of Animal Hair. *Microscope* 35: 83-92.
- PETRACO N. y KUBIC T. 2003. *Color Atlas and Manual of Microscopy for Criminalists, Chemists, and Conservators*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, 313 pp.
- PEZZO F., PARIGI L. y FICO R. 2003. Food habits of wolves in central Italy based on stomach and intestine analyses. *Acta Theriologica* 48(2): 265-270.
- PHILLIPS D.P., DANILCHUK W., RYON J. y FENTRESS J.C. 1990. Food-caching in timber wolves, and the question of rules of action syntax. *Behavioural Brain Research* 38: 1-6.
- PIMENTA V., BARROSO I., ÁLVARES F., CORREIA J., FERRÃO DA COSTA G., MOREIRA L., NASCIMENTO J., PETRUCCI-FONSECA F., ROQUE S. y SANTOS E. 2005. *Situação Populacional do Lobo em Portugal, resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Relatório Técnico, Instituto da Conservação da Natureza / Grupo Lobo, 159 pp + Anexos.
- PIMENTEL D., ZUNIGA R. y MORRISON D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273– 288.
- PIMLOTT D.H., SHANNON J.A. y KOLENOSKY G.B. 1969. *The ecology of the timber wolf in Algonquin Park*. Ontario. Department of Lands and Forests, Ontario, 92 pp.
- PLOTKA E.D., VEVEA D.N., EAGLE T.C., SINIFF D.B. y TESTER J.R. 1989. Ovarian function in captive feral mares. *Journal of Wildlife Diseases* 25(4): 574-579.
- POINDRON P. 2005. Mechanisms of activation of maternal behaviour in mammals. *Reproduction Nutrition Development* 45: 341–351.
- POLISAR J., MAXIT I., SCOGNAMILL D., FARRELL L., SUNQUIST M.E. y EISENBERG J.F. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109: 297–310.
- POSE H., RIVERO G., FERNÁNDEZ A., VIANA J.L., SANTAMARINA G. y FERNÁNDEZ M. 2001. Actuaciones para la conservación del caballo galego de monte. *Archivos de Zootecnia* 50: 251-258.
- POST E., BØVING P.S., PEDERSEN C. y MACARTHUR M.A. 2003. Synchrony between caribou calving and plant phenology in depredated and non-depredated populations. *Canadian Journal of Zoology* 81(10): 1709-1714.
- POST E., PETERSON R.O., STENSETH N.C. y MCLAREN B.E. 1999. Ecosystem consequences of wolf behavioural response to climate. *Nature* 401: 905-907.
- POTVIN F., JOLICOEUR H. y HOUT J. 1988. Wolf diet and prey selectivity during two periods for deer in Quebec: decline versus expansion. *Canadian Journal of Zoology* 66: 1274-1279.
- POWELL R.L., NORMAN H.D. y DICKINSON F.N. 1975. Sire Differences in Sex Ratio of Progeny. *Journal of Dairy Science* 58(11): 1723-1726.

- PULLIAINEN, E. 1993.** The wolf in Finland. Pp 15-20 en C. PROMBERGER y W. SCHRÖEDER, (eds.), *Wolves in Europe. Status and Perspectives*. Munich Wildlife Society, Ettal.
- RADLOFF F.G.T. y DU TOIT J.T. 2004.** Large Predators and Their Prey in a Southern African Savanna: A Predator's Size Determines Its Prey Size Range. *Journal of Animal Ecology* **73(3)**: 410-423.
- RAGANELLA-PELLICIONI E., BOITANI L. y TOSO S. 2006.** Ecological correlates of roe deer fawn survival in a sub-Mediterranean population. *Canadian Journal of Zoology* **84**: 1505-1512.
- RAGANELLA-PELLICIONI E., SCREMIN M. y TOSO S. 2007.** Phenology and synchrony of roe deer breeding in northern Italy. *Acta Theriologica* **52**: 95-100.
- RANSOM J.I. y CADE B.S. 2009.** Quantifying equid behavior - A research ethogram for free-roaming feral horses. *U.S. Geological Survey Techniques and Methods* **2-A9**: 23 pp.
- REIG S., DE LA CUESTA L. y PALACIOS F. 1985.** The impact of human activities on the food habits of red fox and wolf in Old Castille, Spain. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **40**: 151-155.
- REIG S. y JĘDRZEJEWSKI W. 1988.** Winter and early spring food of some carnivores in the Białowieża National Park, Eastern Poland. *Acta Theriologica* **33 (5)**: 57-65.
- RESOURCES INVENTORY COMMITTEE. 1998.** *Wildlife radio-telemetry: Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 5. Version 2.0*. Ministry of Environment, Lands and Parks. Resources Inventory Branch for the Terrestrial Ecosystems Task Force. Resources Inventory Committee, Victoria, BC, 134 pp. Disponible en <http://ilmbwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/wildliferadio/index.htm>. Con acceso 22 de octubre de 2009.
- RHO J.R., SRYGLEY R.B. y CHOE J.C. 2004.** Age-specific fertility rates of the Jeju pony (*Equus caballus*). *Journal of Ethology* **22**: 113-117.
- RIVAS-MARTÍNEZ S. 1987.** *Memoria del mapa de series de vegetación de España (1:400.000)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA, Madrid, 268 pp.
- RODGERS A.R. 2001.** Recent Telemetry Technology. Pp 79-121 en J.J. MILLSPAUGH y J.M. MARZLUFF (eds.), *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press, San Diego.
- RODRÍGUEZ CASTAÑÓN A., VILLA TERRAZAS A. y FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ M. 2009.** Asturiana de los Valles. Pp 39-43 in M. FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, M. GÓMEZ FERNÁNDEZ, J.V. DELGADO BERMEJO, S. ADÁN BELMONTE y M. JIMÉNEZ CABRAS (coords), *Guía de campo de las razas autóctonas españolas*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Madrid
- ROQUE S., ÁLVARES F. y PETRUCCI-FONSECA F. 2001.** Utilización espacio-temporal y hábitos alimentarios de un grupo reproductor de lobos en el noroeste de Portugal. *Galemys* **13**: 179-198.
- ROSAS-ROSAS O.C., BENDER L.C. y VALDEZ R. 2008.** Jaguar and Puma Predation on Cattle Calves in Northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management* **61**: 554-560.
- ROSAS A., PÉREZ-GONZÁLEZ A., CARBONELL E., VAN DER MADE J., SÁNCHEZ A., LAPLANA C., CUENCA-BESCOS G., PÁRES J. M. y HUGUET R. 2001.** Le gisement pléistocène de la Sima del Elefante (Sierra de Atapuerca, Espagne). *L'Anthropologie* **105**: 301-312.

- ROSAS A., HUGUET R., PÉREZ-GONZÁLEZ A., CARBONELL E., VALLVERDÚ J., et al. 2004.** Initial approach to the site formation and paleoecology of the Sima del Elefante: a Pleistocene karst site at Atapuerca Hill. Pp 134-155 en E. BAQUEDANO y S. RUBIO JARA (eds). *Miscelánea en homenaje a Emiliano Aguirre. Volumen 1 Geología*. Museo Arqueológico Regional, Alcalá de Henares.
- ROYO L.J., ÁLVAREZ I., BEJA-PEREIRA A., MOLINA A., FERNÁNDEZ I., JORDANA J., GÓMEZ E., GUTIÉRREZ J.P. y GOYACHE F. 2005.** The Origins of Iberian Horses Assessed via Mitochondrial DNA. *Journal of Heredity* **96(6)**:663–669.
- RUBENSTEIN D.I. 1981.** Behavioural ecology of island feral horses. *Equine Veterinary Journal* **12(1)**: 27-34.
- RUBENSTEIN D.I. 1986.** Ecology and sociality in horses and zebras. Pp 282–302 en D.I. RUBENSTEIN y R.W. WRANGHAM (eds.), *Ecological Aspects of Social Evolution*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- RUBENSTEIN D.I. 1994.** The Ecology of Female Social Behaviour in Horses, Zebras and Asses. Pp 13-28 en P. JARMAN y A. ROSSITER (eds.), *Animal Societies: Individuals, Interactions, and Organization*. Kyoto University Press, Kyoto.
- RUBENSTEIN D.I. 2011.** Familia Equidae (horses and relatives). Pp 106-143 in D.E. WILSON y R.A. MIITERMEIER, *Handbook of the Mammals of the World*. Vol 2. Hoofed Mammals. Lynx Edicions, Barcelona.
- RUBENSTEIN D.I., SUNDARESAN S., FISCHHOFF I. y SALTZ D. 2007.** Social Networks in Wild Asses: Comparing Patterns and Processes among Populations. *Erforsch. biol. Res. Mongolei (Halle/Saale)* **10**: 159-176.
- RUEHE F., BUSCHMANN I. y WAMELING A. 2003.** Two models for assessing the prey mass of European ungulates from wolf scats. *Acta Theriologica* **48**: 527-537.
- RUIZ J. 1991.** *Mapa Forestal de España. Escala 1:200.000. Verín. Hoja 2-4*. ICONA. MAPA., Madrid, 79 pp.
- RUTBERG A.T. 1984.** Birth synchrony in american bison (*Bison bison*): response to predation or season? *Journal of Mammalogy* **65 (3)**: 418-423.
- RUTBERG A.T. 1987.** Adaptive hypotheses of birth synchrony in ruminants: an interspecific test. *The American Naturalist* **130(5)**: 692-710.
- SÁEZ-ROYUELA C. y TELLERÍA J.L. 1986.** The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammalian Review* **16(2)**: 97-101.
- SALTER R.E. y HUDSON R.J. 1978.** Distribution and Management of Feral Horses in Western Canada. *Rangeman's Journal* **5**: 190-192.
- SALVADOR A. y ABAD P.L. 1987.** Food habits of a wolf population (*Canis lupus*) in León Province, Spain. *Mammalia* **51 (1)**: 45-52.
- SALVATORI V. y LINNELL J. 2005.** *Report on the conservation status and threats for wolf (Canis lupus) in Europe*. Informe para la Convención sobre la Conservación de la fauna y los hábitats naturales de Europa. Strasburgo. 24 pp.
- SAMUEL M.D. y FULLER T.K. 1994.** Wildlife radiotelemetry. Pp: 370-418. In: T. A. Bookhout (ed.), *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.

- SÁNCHEZ GARCÍA I., IGLESIAS A., FERNÁNDEZ A. y VIANA J.L. 1996. Caballo Gallego de Monte (Poney Gallego). *Animal Genetic Resource Information* **19**: 51-64.
- SÁNCHEZ GARCÍA L. 1978. *Raza vacuna Rubia Gallega: evolución, situación actual y perspectivas zootécnicas*. Asociación Nacional de Criadores de Ganado Vacuno Selecto de raza Rubia Gallega, Lugo, 319 pp.
- SÁNCHEZ GARCÍA L., VALLEJO VICENTE M., IGLESIAS BECERRA A., ÁLVAREZ YEBRA F., FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ M. y SALGADO LÓPEZ J.M. 1992. *Razas Bovinas Autóctonas de Galicia. I. Razas Morenas Gallegas (cachena, caldelana, frieiresa y vianesa). Recursos Genéticos a Conservar*. Dirección Xeral da Producción Agropecuaria e Industrias Agroalimentarias. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. Xunta de Galicia, Pontevedra, 270 pp.
- SAND H., WABAKKEN P., ZIMMERMANN B., JOHANSSON Ö., PEDERSEN H.C. y LIBERG O. 2008. Summer kill rates and predation pattern in a wolf-moose system: can we rely on winter estimates?. *Oecologia* **156**: 53-64.
- SAND H., WIKENROS C., WABAKKEN P. y LOBERG O. 2006a. Cross-continental differences in patterns of predation: will naive moose in Scandinavian ever learn?. *Proceedings of the Royal Society B* **273**: 1421-1427.
- SAND H., WIKENROS C., WABAKKEN P. y LOBERG O. 2006b. Effects of hunting group size, snow depth and age on the success of wolves hunting moose. *Animal Behaviour* **72**: 781-789.
- SANGAY T. y VERNES K. 2008. Human-wildlife conflict in the Kingdom of Bhutan: Patterns of livestock predation by large mammalian carnivores. *Biological Conservation* **141**: 1272-1282.
- SANMARTÍN M.L., FERNÁNDEZ-COUTO T. y BÁRCENA F. 1998. *Estudio do Coello Oryctolagus cuniculus (L., 1758) na Comunidade Autónoma de Galicia: análise dos factores biocolóxicos e epidemiolóxicos incidentes nas poboacións silvestres*. M.L. Sanmartín editor. 952 pp.
- SCOROLLI A.L. 2006. Unusual mass mortality of feral horses during a violent rainstorm in Parque Provincial Tornquist, Argentina. *Mastozoología Neotropical* **13(2)**: 255-258.
- SCOROLLI A.L. y LÓPEZ CAZORLA A.C. 2010. Demography of feral horses (*Equus caballus*): a long-term study in Tornquist Park, Argentina. *Wildlife Research* **37**: 207-214.
- SCOTT B.M.V. y SHACKLETON D.M. 1980. Food habits of two Vancouver Island wolf packs: a preliminary study. *Canadian Journal of Zoology* **58**: 1203-1207.
- SCHALLER G.B. 1972. *The Serengeti Lion. A Study of Predator-Prey Relations*. The University of Chicago Press, Chicago, 480 pp.
- SCHALLER G.B. 1998. *Wildlife of the Tibetan Steppe*. The University of Chicago Press, Chicago, 373 pp.
- SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKI W., THEUERKAUF J., KOWALCZYK R., OKARMA H. y JĘDRZEJEWSKA B. 2008. Reproductive behaviour of wild-living wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Journal of Ethology* **26(1)**: 69-78.
- SEGOVIA J.M., TORRES J., MIQUEL J., LLANEZA L. y FELIU C. 2001. Helminths in the wolf, *Canis lupus*, from north-western Spain. *Journal of Helminthology* **75**: 183-192.
- SELVA N. 2004. *The role of scavenging in the predator community of Białowieża Primeval Forest (E Poland)*. Tesis Doctoral, Polish Academy of Sciences, Poland, y Universidad de Sevilla, Sevilla, España. 202 pp.

- SELVA N., JĘDRZEJEWSKA B., JĘDRZEJEWSKI W. y WAJRAK A. 2005.** Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology* **83**: 1590–1601.
- SHIER D.M. y OWINGS D.H. 2007.** Effects of social learning on predator training and postrelease survival in juvenile black-tailed prairie dogs, *Cynomys ludovicianus*. *Animal Behaviour* **73**: 567–577.
- SIDOROVICH V.E., TIKHOMIROVA L.L. y JEDRZEJEWSKA B. 2003.** Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990–2000. *Wildlife Biology* **9**: 103–111.
- SILK J.B., BEEHNER J.C., BERGMAN T.J., CROCKFORD C., ENGH A.L., MOSCOVICE L.R., WITTIG R.M., SEYFARTH R.M. y CHENEY D.L. 2009.** The benefits of social capital: close social bonds among female baboons enhance offspring survival. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B* **276**: 3099–3104.
- SILVER S.C., OSTRO L.E.T., MARSH L.K., MAFFEI L., NOSS A.J., KELLY M.J., WALLACE R.B., GÓMEZ H. y AYALA G. 2004.** The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* **38(2)**: 148–154.
- SILLERO-ZUBIRI C. y LAURENSEN M.K. 2001.** Interactions between carnivores and local communities: conflict or co-existence?. Pp 282–312 en J.L. GITTLEMAN, S.M. FUNK, D. MACDONALD y R.K. WAYNE (eds.), *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SILLERO-ZUBIRI C. y MACDONALD D.W. 2004.** Introducción. Pp 2–7 en C. SILLERO-ZUBIRI, M. HOFFMANN y D.W. MACDONALD (eds.), *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge.
- SINCLAIR A.R.E. 1989.** Population regulation in animals. Pp 197–241 en J.M. CHERRETT (ed.), *Ecological Concepts. The Contribution of Ecology to an Understanding of the Natural World*. British Ecological Society, Oxford.
- SINCLAIR A.R.E., MDUMA S.A.R. y ARCESE P. 2000.** What determines phenology and synchrony of ungulate breeding in Serengeti?. *Ecology* **81(8)**: 2100–2111.
- SINCLAIR T., KOCK R.A. y HEDGES S. 2001.** Wild cattle and Spiral-horned Antelopes. Pp 530–536 en D. MACDONALD (ed.), *The New Encyclopedia of Mammals*. Oxford University Press, Oxford.
- SINIFF D.B., TESTER J.R. y MCMAHON G.L. 1986.** Foaling Rate and Survival of Feral Horses in Western Nevada. *Journal of Range Management* **39(4)**: 296–297.
- SIVERTSEN T.R., MYSTERUD A. y GUNDERSEN H. 2012.** Moose (*Alces alces*) calf survival rates in the presence of wolves (*Canis lupus*) in southeast Norway. *European Journal of Wildlife Research* **58(5)**: 863–868.
- ŚMIETANA W. 2005.** Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* **50(2)**: 277–288.
- ŚMIETANA W. y KLIMEK A. 1993.** Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* **38**: 245–251.

- SMITH B.L., WILLIAMS E.S., MCFARLAND K.C., McDONALD T.L., WANG G. y MOORE T.D. 2006. *Neonatal mortality of elk in Wyoming: environmental, population, and predator effects*. U.S. Department of Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Technical Publication, BTP-R6007-2006, Washington D.C, 32 pp.
- SMITH C.C. y REICHMAN O.J. 1984. The Evolution of Food Caching by Birds and Mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 329-351.
- SMITH D.W., DRUMMER T.D., MURPHY K.M., GUERNSEY D.S. y EVANS S.B. 2004. Winter prey selection and estimation of wolf kill rates in Yellowstone National Park, 1995-2000. *Journal of Wildlife Management* 68(1): 153-166.
- SMITH R.L. y SMITH T.M. 2000. *Ecología*. Addison Wesley, Madrid, 642 pp.
- SOCIEDADE GALEGA DE HISTORIA NATURAL. 1995. *Atlas de vertebrados de Galicia. Tomo I. Peixes, Anfíbios, Reptiles e Mamíferos*. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela, 327 pp.
- SOLER M., CARRANZA J., CORDERO RIVERA A., MORENO J., SENAR J.C. y SOLER J.J. 2001. Traducción al español de los términos ingleses más conflictivos utilizados en Etología, Ecología y Evolución. *Etologia* 9: 43-46.
- SOLOMON M.E. 1949. The Natural Control of Animal Populations. *Journal of Animal Ecology* 18(1): 1-35.
- SORIGUER R.C., MÁRQUEZ F.J. y PÉREZ J.M. 1998. Las translocaciones (introducciones y reintroducciones) de especies cinegéticas y sus efectos medioambientales. *Galemys* 10: 19-35.
- SOTILLO J.L. y VIGIL E. 1978. *Producción Animal: Bases Fisiopatológicas*. Imprenta Mijares, León, 120 pp.
- SPAULDING R., KRAUSMAN P.R. y BALLARD W.B. 2000. Observer bias and analysis of gray wolf diets from scats. *Wildlife Society Bulletin* 28: 947-950.
- SPSS Inc. 1989-2003. *SPSS for windows, Versión 12.0*. Chicago, SPSS Inc.
- SPSS Inc. 2008. *SPSS Statistics for Windows, Version 17.0*. Chicago: SPSS Inc.
- STAHL P., VANDEL J.M., HERRENSCHMIDT V. y MIGOT P. 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38: 674-687.
- STAHLER D.R., SMITH D.W. y GUERNSEY D.S. 2006. Foraging and Feeding Ecology of the Gray Wolf (*Canis lupus*): Lessons from Yellowstone National Park, Wyoming, USA. *The Journal of Nutrition* 136: 1923-1926.
- STANDER P.E. 1992. Foraging dynamics of lions in a semi-arid environment. *Canadian Journal of Zoology* 70: 8-21.
- STATSOFT 2007. *Electronic Statistics Textbook*. Disponible en <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>. Con acceso: 20 de mayo de 2008.
- STOFFEL-WILLIAMS M. y STOFFEL-WILLIAMS Y. 1999. Horses of the Namib. *Africa Environment & Wildlife* 7: 58-67.
- SUCH X., PARÉS P.M. y JORDANA J. 2009. Albera. Pp 28-31 en M. FERNÁNDEZ, M. GÓMEZ, J.V. DELGADO, S. ADÁN y M. JIMÉNEZ (eds.), *Guía de Campo de las Razas Autóctonas Españolas*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

- SUEDA K.L.C., HART B.L. y CLIFF K.D. 2008. Characterisation of plant eating in dogs. *Applied Animal Behaviour Science* **111**: 120–132.
- SUNDARESAN S.R., FISCHHOFF I.R., DUSHOFF J. y RUBENSTEIN D.I. 2007. Network metrics reveal differences in social organization between two fission–fusion species, Grevy's zebra and onager. *Oecologia* **151**: 140–149.
- SUNQUIST M.E. y SUNQUIST F.C. 2009. Family Felidae (cats). Pp 54–168 en D.E. WILSON y R.A. MITTERMEIER (eds.), *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores*. Lynx Editions, Barcelona.
- SWANN E. y OSBORN R. 2000. Tracking a western legacy: The Wild Horse Identification and Management System (WHIMS). Disponible en <http://www.fort.usgs.gov/resources/spotlight/horse/>. Con acceso: 24 de febrero de 2010.
- TEERINK B.J. 1991. *Atlas and identification key hair of West-European mammals*. Cambridge University Press, Cambridge, 224 pp.
- TELLERÍA J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raices, Madrid, 278 pp.
- TELLERÍA J.L. y VIRGÓS E. 1997. Distribution of an increasing roe deer population in a fragmented Mediterranean landscape. *Ecography* **20**: 247–252.
- TESTA J.W., BECKER E.F. y LEE G.R. 2000. Temporal patterns in the survival of twin and single moose (*Alces alces*) calves in southcentral Alaska. *Journal of Mammalogy* **81**(1): 162–168.
- TESTA J.W. 2002. Does predation on neonates inherently select for earlier births. *Journal of Mammalogy* **83**(3): 699–706.
- THE BUREAU OF LAND MANAGEMENT. 2003. *Strategic Research Plan Wild Horse and Burro Management*. The Bureau of Land Management, Wild Horse and Burro Program, U.S. Department of Interior, 45 pp.
- THIMONIER J. y J.P. SIGNORET. 1992. Reproduction of the Beef Herd. Pp 31–54 en R. JARRIGE y C. BÉRANGER, (eds.), *Beef cattle production*. Elsevier Science Publishers B.V, Amsterdam.
- THOMAS L., BUCKLAND S.T., REXSTAD E.A., LAAKE J.L., STRINDBERG S., HEDLEY S.L., BISHOP J.R.B., MARQUES T.A., BURNHAM K.P. 2010. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* **47**(1): 5–14.
- TOMPA F.S. 1983. Status and management of wolves in British Columbia. Pp 20–24 en L.N. CARBYN (ed.), *Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management*. Canadian Wildlife Service Report Series n° 45, Ottawa.
- TRAPP J.R., BEIER P., MACK C., PARSONS D.R. y PAQUET P.C. 2008. Wolf, *Canis lupus*, Den Site Selection in the Rocky Mountains. *Canadian Field-Naturalist* **122**(1): 49–56.
- TREVES A. y KARANTH K.U. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* **17**(6): 1491–1499.
- TREVES A., NAUGHTON-TREVES L., HARPER E.K., MLADENOFF D.J., ROSE R.A., SICKLEY T.A. y WYDEVEN A.P. 2004. Predicting Human-Carnivore Conflict: a Spatial Model Derived from 25 Years of Data on Wolf Predation on Livestock. *Conservation Biology* **18**(1): 114–125.

- TRITES A.W. y JOY R. 2005.** Dietary analysis from fecal samples: how many scats are enough?. *Journal of Mammalogy* **86**(4): 704-712.
- TRIVERS R.L. y WILLARD S.E. 1973.** Natural Selection of Parental Ability to Vary the Sex Ratio of Offspring. *Science* **179**: 90-92.
- TUCKER C.B. 2009.** Behaviour of cattle. Pp 151-160 en P. JENSEN (ed.), *The ethology of domestic animals*. CABI, Oxfordshire.
- TURNER J.W.J. y MORRISON M.L. 2001.** Influence of predation by mountain lion on numbers and survivorship of a feral horse population. *The Southwestern Naturalist* **46**: 183-190.
- TURNER J.W.J., WOLFE M.L. y KIRKPATRICK J.F. 1992.** Seasonal mountain lion predation on a feral horse population. *Canadian Journal of Zoology* **70**: 929-934.
- TYLER S.J. 1972.** The behaviour and social organization of the New Forest Ponies. *Animal Behaviour Monographs* **5**: 87-196.
- URIOS V. 1995.** *Eto-ecología de la depredación del lobo (Canis lupus signatus) en el NO de la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona, 546 pp.
- VALVERDE J.A. 1971.** El lobo español. *Montes* **159**: 229-241.
- VALLEJO M., SÁNCHEZ GARCÍA L. y FUENTE L.F. 1989.** Caracteres reproductivos en la raza rubia gallega. III.- duración de la gestación, relación sexual y peso de las crías al nacimiento. *Archivos de Zootecnia* **38**: 279-294.
- VAN DEN BERG E. 1998.** El lobo ibérico. Pasiones ancestrales. *National Geographic* **2**(5): 100-106.
- VAN DER MADE J. 2001.** Les Ongulés d'Atapuerca. Stratigraphie et biogeographie. *L'Anthropologie* **105**: 95-113
- VAN DER MADE J, AGUIRRE E., BASTIR M., FERNANDEZ JALVO Y., HUGUET R., et al. 2003.** El registro paleontológico y arqueológico de los yacimientos de la Trincheras del Ferrocarril en la Sierra de Atapuerca *Coloquios de Paleontología*, Vol. Ext. **1**: 345-372.
- VAN DUYN C., RAS E., DE VOS A.E.W., DE BOER W.F., HENKENS R.J.H.G. y USUKHJARGAL D. 2009.** Wolf Predation Among Reintroduced Przewalski Horses in Hustai National Park, Mongolia. *Journal of Wildlife Management* **73**(6): 836-843.
- VANDER WALL S.B. 1990.** *Food hoarding in animals*. The University of Chicago Press, Chicago, 453 pp.
- VÁZQUEZ VARELA J.M. 1983.** Los petroglifos gallegos. *ZEPHYRUS* **XXXVI**: 43-51.
- VILA C., LEONARD J.A., GÖTHERSTRÖM, A., MARKLUND S., SANDBERG K., LIDE K., WAYNE R., y ELLEGREN H. 2001.** Widespread Origins of Domestic Horse Lineages. *Science* **291**: 474-477.
- VEGA J.L., MOLINA A., VALERA M. y RODRÍGUEZ-GALLARDO P.P. 1997.** Conservation of an equine feral breed: the Asturcón Pony. *Animal Genetics Resource Information (FAO)* **26**: 29-42.
- VILÀ C., URIOS V. y CASTROVIEJO J. 1990.** Ecología del lobo en la Cabrera (León) y la Carballada (Zamora). Pp 95-108 en J.C. BLANCO, L. CUESTA y S. REIG (ed.), *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.

- VILÀ C., URIOS V. y CASTROVIEJO J. 1994. Use of faeces for scent marking in Iberian wolves (*Canis lupus*). *Canadian Journal of Zoology* **72**: 374-377.
- VILÀ C., URIOS V. y CASTROVIEJO J. 1995. Observations on the daily activity patterns in the Iberian wolf. Pp 335-340 en L.N. CARBYN, S.H. FRITTS y D.R. SEIP (eds.), *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton.
- VITALE A.F., TENNUCCI M., PAPINI M. y LOVARI S. 1986. Social behaviour of the calves of semi-wild maremma cattle, *Bos primigenius taurus*. *Applied Animal Behaviour Science* **16**: 217-231.
- VOIGT D.R., KOLENOSKY G.B. y PIMLOTT D.H. 1976. Changes in Summer Foods of Wolves in Central Ontario. *Journal of Wildlife Management* **40**: 663-668.
- VON KEYSERLINGK M.A.G. y WEARY D.M. 2007. Maternal behavior in cattle. *Hormones and Behavior* **52**: 106-113.
- VOS J. 2000. Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. *Journal of Zoology* **251**: 457-462.
- VUCETICH J.A. y PETERSON R.O. 2004. The influence of prey consumption and demographic stochasticity on population growth rate of Isle Royale wolves *Canis lupus*. *Oikos* **107**: 309-320.
- VUCETICH J.A., PETERSON R.O. y SCHAEFER C.L. 2002. The effect of prey and predator densities on Wolf predation. *Ecology* **83**: 3003-3013.
- WABAKKEN P., SAND H., LIBERG O. y BJÄRVALL A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* **79**(4): 710-725.
- WAKEFIELD S., KNOWLES J., ZIMMERMANN W. y VAN DIERENDONK M. 2002. Status and Action Plan for the Przewalski's Horse (*Equus ferus przewalskii*). Pp 82-92 en P.D. MOEHLMAN (ed.), *Equids: Zebras, Asses and Horses. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Equid Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- WANG S.W. y MACDONALD D.W. 2006. Livestock predation by carnivores in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Biological Conservation* **129**: 558-565.
- WARMUTH V., ERIKSSON A., BOWER MA, CAÑON J, COTHRAN G, *et al.* 2011. European Domestic Horses Originated in Two Holocene Refugia. *PLoS ONE* **6**(3): e18194.
- WEAVER J.L. 1993. Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *Journal of Wildlife Management* **57**: 534-538.
- WEAVER J.L. y FRITTS S.H. 1979. Comparison of coyote and wolf scat diameters. *Journal of Wildlife Management* **43**: 786-788.
- WELADJI R.B., LOISON A., GAILLARD J.-M., HOLAND Ø., MYSTERUD A., YOCOZ N.G., NIEMINEN M. y STENSETH N.C. 2008. Heterogeneity in individual quality overrides costs of reproduction in female reindeer. *Oecologia* **156**: 237-247.
- WEY T., BLUMSTEIN D.T., SHEN W. y JORDÁ F. 2008. Social network analysis of animal behaviour: a promising tool for the study of sociality. *Animal Behavior* **75**: 333-344.
- WHITE G.C. y GARROTT R.A. 1990. Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data. Academic Press, San Diego, USA, 383 pp.

- WHITEHEAD H. 1995.** Investigating structure and temporal scale in social organization using identified individuals. *Behavioral Ecology* **6** (2): 199-208.
- WHITEHEAD H. 1997.** Analysing animal social structure. *Animal Behaviour* **53**: 1053-1067.
- WHITEHEAD H. 2007.** Selection of Models of Lagged Identification Rates and Lagged Association Rates Using AIC and QAIC. *Communications in Statistics - Simulation and Computation* **36**: 1233-1246.
- WHITEHEAD H. 2008a.** *Analyzing Animal Societies: Quantitative Methods for Vertebrate Social Analysis*. The University of Chicago Press, Chicago, 336 pp.
- WHITEHEAD H. 2008b.** Precision and power in the analysis of social structure using associations. *Animal Behaviour* **75**:1093-1099.
- WHITEHEAD H. 2009a.** *Program for analyzing social structures, SOCPROG2.4 (for MATLAB7.7.0.471, release 2008b)*. Disponible en: <http://myweb.dal.ca/hwhitehe/social.htm>. Con acceso: julio de 2010.
- WHITEHEAD H. 2009b.** SOCPROG programs: analysing animal social structures. *Behaviour Ecology and Sociobiology* **63**: 765-778.
- WHITEHEAD H. y DUFAULT S. 1999.** Techniques for Analyzing Vertebrate Social Structure Using Identified Individuals: Review and Recommendations. *Advances in the Study of Behavior* **28**: 33-74.
- WILDMAN A.B. 1954.** *The Microscopy of Animal Textile Fibres*. Wool Industries Research Association, Leeds, 209 pp.
- WILSON K. y HARDY I.C.W. 2002.** Statistical Analysis of Sex Ratios: An Introduction. Pp 48-92 en I.C.W. HARDY (ed.), *Sex Ratios. Concepts and Research Methods*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WINTERSTEIN S.R., POLLOCK K.H. y BUNK C.M. 2001.** Analysis of Survival Data from Radiotelemetry Studies. Pp 351-380 en J.J. MILLSPAUGH y J.M. MARZLUFF (eds.), *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press, San Diego.
- WITTEMYER G., DOUGLAS-HAMILTON I. y GETZ W.M. 2005.** The socioecology of elephants: analysis of the processes creating multitiered social structures. *Animal Behaviour* **69**: 1357-1371.
- WOLFE M.L. 1986.** Population Dynamics of feral horses in Western North America. *Equine Veterinary Science* **6**: 231-235.
- WWF/Adena. 2010.** Refugio de Rapaces de Montejo de la Vega. 35 años de historia y una década de gestión de WWF con Obra Social Caja Madrid. WWF/Adena. Madrid. 32 pp.
- YOUNG S.P. y GOLDMAN E.A. 1944.** *The Wolves of North America. Part I: Their History, Life Habits, Economic Status, and Control*. Dover Publications, Inc., New York, 385 pp.
- YRAVEDRA SAÍNZ DE LOS TERREROS J. 2001** *Zoarqueológica de la Península Ibérica. Implicaciones Tafonómicas y Paleoecológicas en el debate de los homínidos del Pleistoceno Superior*. British Archaeological Reports International Series **979**. Oxford, 467 pp.
- ZHOU Y. 2000.** *Count Points in Polygons ArcView Extension*. Disponible en: <http://arcscrips.esri.com/details.asp?dbid=10715>

9. ANEXOS

ANEXO I. ESFUERZO DE MUESTREO



Tabla I-1. Esfuerzo de muestreo. Relación de muestreos realizados, ordenados por fechas y sectores, con detalle de: días de trabajo, kilómetros recorridos y observadores. También se pormenoriza el esfuerzo (días y kilómetros) dedicado a determinadas actividades concretas: prospección de rastros de lobo y de otros mamíferos, seguimiento de ponis salvajes, revisión de explotaciones de ganado vacuno, investigación de cadáveres de ponis y de otras presas de lobo. Asimismo se detalla: número de cámaras noche y de muestras de excrementos de lobo colectadas para su análisis. Observadores principales: Laura Lagos (LL) y Felipe Bárcena (FB). Colaboraron en los muestreos: Roberto Hermida (RH), Isabel Barja (IB), Montse Soria (MS), Fernando Palacios (FP), Carlos Vázquez (CV), Paula Graña (PG), Sonia Lamas (SL), Antonio Barral (AB), Félix Barral (FBI), Sergio Frade (SF), Loreto Pintado (LP), Ana Rodríguez (AR), Manolo Sanmartín (MSn). Los dígitos que figuran en las columnas “Días” hacen referencia al número de días en los que se realizó una determinada actividad, no significando jornadas completas. En caso de no tener registrado algún dato se indica: nr.

Nº	Fechas	Sector	Muestreo	Días	km	Observadores			Prospecciones		Ponis		Ganado vacuno		Ataques lobo		Cámaras noche	Muestras colectadas
						LL	FB	otros	Días	km	Días	km	Días	km	Días	km		
1	2003/03/05-07	VDE	1	3	63,2	*	*		3	63,2								7
2	2003/03/25-27	VDE	2	3	60,8	*	*		3	60,8								25
3	2003/05/20-23	VDE	3	4	77,5	*	*		4	77,5								19
4	2003/06/04-06	VDE	4	3	80,8	*	*		3	80,8								8
5	2003/06/30-07/02	CDG	5	3	44,5	*	*		3	44,5								43
6	2003/08/18-22	SMC	5	5	31,4	*	IB		5	31,4								26
7	2003/08/26-29	VDE	6	4	48,0	*	*		4	48,0								16
8	2003/09/01-06	SMC	6	6	109,7	*	IB		6	109,7								17
9	2003/10/14-17	VDE	7	4	89,4	*	*		4	89,4								3
10	2003/10/21-24	SMC	7	4	27,0	*	*	MS, FP	4	27,0								15
11	2003/11/11-14	SMC	8	4	64,1	*	*		4	50,8								18
12	2003/11/18-21	CDG	8	4	79,6	*	*		4	44,8								17
13	2003/12/15-19	SMC	9	5	64,2	*	*		5	52,2								15
14	2003/12/19-22	CDG	9A	4	43,2	*	*		4	43,2								17
15	2003/12/30-31	CDG	9B	2	8,0	*	*								2	8,0		
16	2004/01/22	VDE	10A	1	nr	*		CV							1	nr		
17	2004/01/24	VDE	10B	1	38,7	*	*		1	38,7								1
18	2004/01/25-27	CDG	10	3	48,9	*	*		3	48,9								29

Nº	Fechas	Sector	Muestreo	Días	km	Observadores			Prospecciones		Ponis		Ganado vacuno		Ataques lobo		Cámaras noche	Muestras colectadas
						LL	FB	otros	Días	km	Días	km	Días	km	Días	km		
19	2004/01/28-31	SMC	10	4	89,4	*	*		4	72,9								22
20	2004/02/13	VDE	11A	1	nr	*		CV							1	nr		
21	2004/02/14	VDE	11B	1	11,2	*	*		1	11,2								2
22	2004/02/15-17	CDG	11	3	42,7	*	*		3	42,7								3
23	2004/02/17-21	SMC	11	4	64,6	*	*		4	64,6								23
24	2004/03/22-25	SMC	12	4	46,6	*	*		4	46,6								31
25	2004/04/16-18	CDG	12	3	32,0	*	*		3	32,0								52
26	2004/04/27-30	SMC	13	4	66,0	*	*	RH	4	66,0								13
27	2004/05/20	VDE	13	1	11,1	*	*		1	11,1								5
28	2004/05/21-22	CDG	13	2	31,4	*	*		2	31,4								33
29	2004/05/25-28	SMC	14	4	77,6	*	*	RH	4	68,9								18
30	10/06/2004	VDE	15	1	1,5	*	*	RH	1	1,5								
31	2004/06/21-24	SMC	15	4	84,0	*	*	RH	4	84,0								11
32	2004/07/14-17	SMC	16	4	89,7	*	*	RH	4	89,7								27
33	2004/08/29-09/02	SMC	17	5	71,3	*	*	RH	4	64,4								22
34	2004/09/27-10/01	SMC	18	5	83,5	*	*	RH	5	83,5								13
35	2004/10/14-16	CDG	14	3	39,6	*	*		3	39,6								8
36	2004/11/15-20	SMC	19	6	82,8	*	*		6	82,8								19
37	2004/12/13-18	CDG	15	6	129,9	*	*		6	129,9								15
38	2005/02/01-04	VDE	16	3	70,2	*	*	RH	3	70,2								25
39	2005/02/14-16	SMC	20	3	58,8	*	*	RH	3	58,8								14
40	2005/02/20-22	CDG	17	3	56,7	*	*		3	56,7								19
41	2005/02/25	VDE	17	1	35,4	*	*	RH	1	35,4								6
42	2005/03/14-18	SMC	21	5	144,3	*	*	RH	5	87,6								20
43	2005/04/01	VDE	18	1	36,7	*	*		1	36,7								1
44	2005/04/29	VDE	19	1	15,3	*	*		1	15,3								

N°	Fechas	Sector	Muestreo	Días	km	Observadores			Prospecciones		Ponis		Ganado vacuno		Ataques lobo		Cámaras noche	Muestras colectadas
						LL	FB	otros	Días	km	Días	km	Días	km	Días	km		
45	2005/05/04-07	CDG	20	4	64,1	*	*	*	4	60,0								44
46	2005/05/16-21	SMC	22	6	155,4	*		RH	6	124,1								13
47	2005/05/28	VDE	21	1	26,8	*	*	*	1	26,8								12
48	2005/06/17	VDE	22	1	17,4	*	*	*	1	17,4								7
49	2005/06/21-25	CDG	23	5	84,5	*	*	*	5	84,5								42
50	2005/06/27-07/02	SMC	23	6	130,9	*	*	RH	6	119,7								26
51	2005/07/15	VDE	24	1	27,5	*	*	*	1	27,5								
52	2005/07/20	CDG	23A	1	22,0	*		PG										
53	2005/08/26	VDE	25	1	17,4	*	*	*	1	17,4								4
54	2005/09/05-10	CDG	26	6	147,2	*	*	*	6	119,7								36
55	2005/09/23	VDE	27	2	27,3	*	*	*	2	27,3								
56	2005/09/26-10/01	SMC	24	6	164,0	*	*	SL	6	79,4								15
57	2005/10/14	CDG	28A	1		*		AB, FBI				1	nr		1	nr		
58	2005/10/17-22	CDG	28	6	146,3	*	*	*	6	121,1								26
59	2005/10/27	VDE	29	1	5,3	*	*	RH	1	5,3								1
60	2005/10/29-30	CDG	28B	2	10,5	*	*	SF, AB	2	10,5					2	nr		2
61	2005/11/21-26	CDG	30	6	118,8	*	*	*	5	90,9								10
62	2005/12/19-24	SMC	25	6	93,0	*	*	*	6	81,7								6
63	2006/01/30-31	CDG	31	2	14,4	*	*	*	2	7,3	1	7,0						6
64	2006/02/06-10	CDG	32	5	120,1	*	*	*	5	90,0	3	30,2					4	41
65	2006/03/06-11	SMC	26	6	152,9	*	*	*	6	98,2								8
66	2006/03/08	CDG	33D	1	84,4	*							1	84,4				
67	2006/03/09	CDG	34A	1	14,8	*									1	14,8		
68	2006/04/04-07	VDE	35	3	93,4	*	*	*	3	93,4								4
69	2006/04/24-29	CDG	36	6	114,7	*	*	*	6	90,2	3	17,1			2		4	49
70	2006/05/10-11	CDG	37	2	36,0	*	*	*			2	36,0				3	3	3

N°	Fechas	Sector	Muestreo	Días	km	Observadores			Prospecciones		Ponis		Ganado vacuno		Ataques lobo		Cámaras noche	Muestras colectadas
						LL	FB	otros	Días	km	Días	km	Días	km	Días	km		
71	2006/05/23-27	SMC	27	5	120,7		*		5	120,7								16
72	2006/05/25	CDG	38	1	32,7	*					1	32,7						
73	2006/06/06-07	VDE	39	2	59,3	*	*		2	59,3								2
74	2006/06/08	CDG	40	1	22,5	*	*				1	22,5						
75	2006/06/19-23	CDG	41	5	125,9	*	*		4	92,7	2	33,2						31
76	2006/07/03-08	SMC	28	6	117,0		*		6	106,1								10
77	2006/07/07	CDG	42	1	32,4	*					1	32,4						
78	2006/07/27	CDG	43	1	28,8	*		LP			1	28,8						
79	2006/07/28-29	CDG	44	2	7,9	*	*								2	7,9	3	3
80	2006/08/11	CDG	45	1	24,9	*					1	24,9						1
81	2006/08/17	CDG	46	1	12,9	*									1	12,9		
82	2006/08/21-26	CDG	47	6	204,0	*	*		5	118,1	3	54,4					5	20
83	2006/08/30	CDG	48	1	18,0	*		AL			1	14,8			1	3,2		
84	2006/09/14	CDG	49	1	34,4	*	*				1	34,4						
85	2006/09/18-23	SMC	29	6	256,6	*	*		5	49,7								17
86	2006/10/04	CDG	50	1	42,0	*	*				1	42,0						
87	2006/10/13-18	CDG	51	6	134,1	*	*	AR	6	76,8	2	16,4					3	
88	2006/10/24-25	VDE	52	1	38,8	*	*	AR	1	19,1								1
89	2006/10/28	CDG	53	1	6,1	*	*								1	6,1		
90	2006/11/01	CDG	54	1	31,5	*		SF			1	31,5						
91	2006/11/17	CDG	55	1	36,2	*	*				1	36,2						
92	2006/11/29	CDG	56	1	26,8	*	*				1	26,8						
93	2006/12/18-23	CDG	57	6	143,4	*	*		6	113,9	2	24,8						
94	2007/01/09	CDG	58	1	27,9	*	*				1	20,7	1	7,2				
95	2007/01/29	CDG	59	1	19,6	*	*				1	19,6						
96	2007/02/02-03	VDE	60	2	58,5	*	*		2	58,5								

Nº	Fechas	Sector	Muestreo	Días	km	Observadores			Prospecciones		Ponis		Ganado vacuno		Ataques lobo		Cámaras noche	Muestras colectadas
						LL	FB	otros	Días	km	Días	km	Días	km	Días	km		
97	2007/02/26-03/03	CDG	61	6	203,2	*	*		6	125,4	2	27,9					2	
98	2007/03/15	CDG	62	1	29,2	*					1	29,2						
99	2007/03/30	CDG	63	1	27,1	*	*				1	27,1						
100	2007/04/12-14	CDG	64	6	157,7	*	*		6	130,3	2	27,5					5	
101	2007/04/30	CDG	65	1	32,7	*	*				1	32,7						
102	2007/05/05	CDG	66	1	16,6	*		SF			1	16,6						
103	2007/05/13	CDG	67	1	28,6	*	*				1	28,6						
104	2007/05/19	VDE	68	1	13,0	*	*		1	13,0								
105	2007/05/28-06/02	CDG	69	6	139,8	*	*		4	53,1	3	40,7	2	22,2			3	
106	2007/06/09-10	CDG	70	2	40,2	*	*		2	8,7	1	10,0						
107	2007/06/15	CDG	71	1	20,1	*	*				1	17,8			1	2,3		
108	2007/07/01-06	CDG	72	6	211,7	*	*		5	106,7	4	55,2				14		
109	2007/07/12-13	CDG	73	2	43,9	*	*				1	26,1			1	9,8	5	
110	2007/07/18-19	CDG	74	2	28,3	*	*				2	28,3					3	
111	2007/08/02	CDG	75	1	35,0	*	*	LP			1	31,5			1	3,5		
112	2007/08/07-08	CDG	76	2	37,2	*	*	MSn			2	30,9			1	6,3	6	
113	2007/08/16	CDG	77	1	29,9	*	*				1	29,9						
114	2007/09/04-05	CDG	78	2	38,6	*	*				2	37,7			1	0,9	3	
115	2007/09/13-14	CDG	79	2	29,4	*	*				2	29,4						
116	2007/09/22	CDG	80	1	8,7	*		SF			1	8,7						
117	2007/09/26-30	CDG	81	5	101,9	*	*		4	27,0	4	48,0	2	14,9	2	10,3	1	
118	2007/10/15-16	CDG	82	2	48,8	*	*				2	48,8						
119	2007/10/30-31	CDG	83	2	79,2	*	*				2	67,8					2	
120	2007/11/12-17	CDG	84	6	162,9	*	*		6	89,8	3	31,4	1	nr	1	4,8	15	
121	2007/11/29-30	CDG	85	2	50,4	*	*				2	44,2	1	nr			5	
122	2007/12/17-20	CDG	86	4	124,2	*	*		2	4,6	2	26,4	2	45,7	1	2,0	17	

Nº	Fechas	Sector	Muestreo	Días	km	Observadores			Prospecciones		Ponis		Ganado vacuno		Ataques lobo		Cámaras noche	Muestras colectadas
						JL	FB	otros	Días	km	Días	km	Días	km	Días	km		
123	2008/01/03-04	CDG	87	2	70,9	*	*				2	46,1	1	6,9			6	
124	2008/01/31-02/01	CDG	88	2	84,6	*	*				2	36,7	1	35,2	1	2,4	5	
125	2008/02/28-03/01	CDG	89	3	116,6	*	*				3	42,1	2	46,0			10	
126	2008/04/01-02	CDG	90	2	62,6	*	*				2	39,7	1	7,6			5	
127	2008/04/12	CDG	91	1	43,3	*	*				1	43,3						
128	2008/05/03	CDG	92	1	41,5	*	*				1	41,5						
129	2008/05/16-17	CDG	93	2	62,7	*	*				2	48,7					5	
130	2008/06/02-03	CDG	94	2	88,1	*	*				2	58,9					5	
131	2008/06/16-18	CDG	95	3	81,4	*	*				3	52,3			1	13,2	10	
132	2008/07/02-05	CDG	96	4	104,4	*	*		3	36,0	3	29,4					15	
133	2008/07/16-17	CDG	97	2	55,9	*	*				2	36,2			1	2,6	5	
134	2008/07/31-08/01	CDG	98	2	52,0	*	*				2	32,0					6	
135	2008/08/08-09	CDG	99	2	47,1	*	*				2	30,8					6	
136	2008/09/01-02	CDG	100	2	63,1	*	*				2	23,3					5	
137	2008/09/15-20	CDG	102	6	209,2	*	*		6	102,0	4	44,6			1	19,8	14	
138	2008/10/03	CDG	103	1	37,2	*	*				1	37,2						
139	2008/10/16-17	CDG	104	2	56,7	*	*				2	47,7			1	2,2	5	
140	2008/10/31-11/01	CDG	105	2	75,0	*	*				2	48,3			1	9,2	5	
141	2008/11/17-19	CDG	106A	3	85,0	*	*				2	53,2			1	8,7	11	
142	2008/11/19-20	CDG	106B	2	30,9	*	*								2	30,9	2	
143	2008/11/22-23	CDG	106C	2	29,6	*	*				1	16,1			1	3,0	6	
144	2008/12/01-02	CDG	107	2	58,5	*	*				2	40,5			2	18,0		
145	2010/05/13-14	CDG	S/N	2	18,5	*	*						3	18,5				

ANEXO II. SEGUIMIENTO PONIS

Tabla II-1. Esfuerzo realizado en el seguimiento de los ponis en cada monte. **Horas**, es el tiempo de búsqueda y observación; **km**, son los recorridos en su seguimiento; **%**, porcentaje de ponis controlado sobre el total de la población; **Trans.**, número de potros radiomarcados. Los dos primeros muestreos se dedicaron al reconocimiento individual de cada poni. Los transmisores fueron instalados a partir de junio de 2007 en CPL y de septiembre de 2008 en AND. Las celdas con guión indican que no se realizó muestreo y en blanco indica que aún no se había comenzado el trabajo en ese monte. En los muestreos dedicados a captura de ponis y a inspección de cadáveres (*a), o a búsqueda de transmisores (*b), se registraron los ponis encontrados casualmente pero no se calculó el % de controlados.

Muestreo	Fechas	Uccira			Campelo y Monteagudo				Trans.	Androcira			
		Horas	km	%	Horas	km	%CPL	%MT		Horas	km	%	Trans.
31	2006/01/31	3:13	7,0	-	-	-	-						
32	2006/02/07-09	9:04	15,0	-	11:07	15,2	-						
36	2006/04/25-27	7:24	4,9	100	20:16	12,3	91						
37	2006/05/10-11	7:03	18,1	100	6:44	17,9	96						
38	2006/05/25	2:10	9,9	100	7:37	22,8	94						
40	2006/06/08	3:33	10,0	100	2:14	12,5	88						
41	2006/06/20-21	8:03	22,2	100	10:04	11,0	98						
42	2006/07/07	2:32	10,9	100	6:31	21,5	98						
43	2006/07/27	1:12	4,7	100	7:31	24,1	90						
45	2006/08/11	1:13	3,4	100	6:04	21,5	94						
47	2006/08/22-25	6:51	16,8	100	14:37	37,6	97						
48	2006/08/30	-	-	-	5:42	14,8	* _a						
49	2006/09/14	2:35	11,1	100	5:24	23,3	97						
50	2006/10/04	1:22	7,8	100	7:58	34,2	80						
51	2006/10/15-17	3:42	1,8	100	8:37	14,6	97						
54	2006/11/01	1:36	9,6	87	4:58	21,9	94						
55	2006/11/17	-	-	-	5:29	36,2	80						
56	2006/11/29	-	-	-	5:50	26,8	98						
57	2006/12/19-20	2:19	7,5	100	8:16	17,3	100						
58	2007/01/09	-	-	-	4:59	20,7	90						
59	2007/01/29	-	-	-	4:12	19,6	80						
61	2007/02/27-03/01	2:32	9,9	100	8:48	18,0	95						
62	2007/03/15	-	-	-	8:04	29,2	97						
63	2007/03/30	-	-	-	7:17	27,1	84						
64	2007/04/12-13	2:52	1,7	100	15:17	25,8	95						
65	2007/04/30	2:36	6,4	100	4:56	26,3	78						
66	2007/05/05	-	-	-	5:23	16,6	88						
67	2007/05/13	2:54	8,6	100	4:05	20,0	95						
69	2007/05/29-31	3:04	7,3	100	14:21	33,4	98	100					
70	2007/06/09	-	-	-	7:30	10,0	97	-					

Muestreo	Fechas	Uceira			Campelo y Monteagudo					Androeira			
		Horas	km	%	Horas	km	%CPL	%MT	Trans.	Horas	km	%	Trans.
71	2007/06/15	1:43	8,4	100	3:14	9,4	* _a	100	6				
72	2007/07/01-05	2:52	6,7	100	16:22	45,4	99	-	16	1:42	3,1	100	
73	2007/07/13	2:02	8,8	100	2:45	14,1	94	-	13	1:11	3,2	76	
74	2007/07/18-19	-	-	-	6:55	28,3	98	-	12	-	-	-	
75	2007/08/02	1:17	5,7	100	7:54	23,4	96	-	10	0:56	2,4	76	
76	2007/08/07-08	-	-	-	8:41	30,9	97	-	9	-	-	-	
77	2007/08/16	0:51	3,8	100	5:29	22,2	97	-	9	1:37	3,8	100	
78	2007/09/04-05	1:53	4,6	92	9:35	30,6	95	-	5	0:53	2,6	82	
79	2007/09/13-14	1:57	9,5	100	3:54	16,4	91	-	4	1:13	3,4	88	
80	2007/09/22	-	-	-	2:34	8,7	* _b	-	3	-	-	-	
81	2007/09/26-29	1:51	6,5	100	18:58	40,5	91	100	3	5:45	1,0	94	
82	2007/10/15-16	2:25	11,0	88	5:26	32,5	80	-	3	2:45	5,4	45	
83	2007/10/30-31	2:53	9,6	100	11:21	58,2	96	100	3	-	-	-	
84	2007/11/14-16	3:54	14,1	100	15:22	17,3	97	100	3	-	-	-	
85	2007/11/29-30	-	-	-	13:16	44,2	93	0	3	-	-	-	
86	2007/12/17-18	-	-	-	10:58	23,9	88	0	3	1:11	2,6	100	
87	2008/01/03-04	-	-	-	10:46	46,1	72	100	3	-	-	-	
88	2008/01/31-02/01	3:19	11,9	86	6:05	24,8	85	0	3	-	-	-	
89	2008/02/28-03/01	-	-	-	14:02	38,3	97	-	3	2:44	3,8	90	
90	2008/04/01-02	3:06	7,2	100	9:31	27,5	95	-	3	2:27	5,1	80	
91	2008/04/12	2:46	8,9	100	6:28	34,4	86	-	3	-	-	-	
92	2008/05/03	1:35	6,2	96	7:20	33,2	98	-	3	0:46	2,2	87	
93	2008/05/16-17	7:24	9,7	100	5:21	36,1	99	100	3	4:53	3,0	100	
94	2008/06/02-03	4:46	15,7	100	11:56	36,0	99	100	3	2:29	7,3	100	
95	2008/06/16-18	3:24	7,6	100	15:24	38,9	100	100	2	0:50	5,8	100	
96	2008/07/02-04	1:55	1,9	100	13:55	27,5	100	100	2	0:13	0,0	100	
97	2008/07/16-17	4:08	12,5	100	9:36	18,3	100	100	2	1:23	5,4	86	
98	2008/07/31-08/01	2:53	8,7	100	9:24	22,0	99	-	2	0:21	1,3	100	
99	2008/08/08-09	2:24	7,1	100	8:17	22,3	90	-	10	0:36	1,4	100	
100	2008/09/01-02	2:52	7,5	100	3:53	10,7	99	100	10	1:22	5,0	100	
102	2008/09/16-20	4:08	8,7	100	14:21	23,6	100	100	9	2:13	12,3	100	1
103	2008/10/03	2:02	7,2	100	6:18	29,3	90	-	9	0:31	0,7	100	1
104	2008/10/16-17	3:02	8,6	100	9:19	35,5	93	100	8	1:12	3,5	100	3
105	2008/10/31-11/01	0:22	0,5	100	8:30	46,5	90	100	8	4:37	1,3	100	2
106A	2008/11/17-19	-	-	-		53,2			7				2
106B	2008/11/19-20	-	-	-					6				
106C	2008/11/22-23	-	-	-		16,1			6				
107	2008/12/01-02	-	-	-		40,5			6				2

ANEXO III. CUESTIONARIO PLANTEADO EN LAS EXPLOTACIONES DE GANADO VACUNO SEMIEXTENSIVO

EXPLOTACIONES VACUNAS SEMIEXTENSIVAS	Hoja 1
--------------------------------------	--------

REGISTRO

nº	Nombre:	Tfno:	Informador:
	Fecha visita:	Observadores:	

DATOS GENERALES DE LA EXPLOTACIÓN

Localización	Propietario:
Municipio:	Observaciones:
Parroquia:	
Lugar propietario:	
Lugar expl:	
UTM núcleo expl:	

CARACTERÍSTICAS DEL GANADO

nº vacas:	nº toros:	nº medio de juveniles:
Toro	Raza:	Permanencia:
Vacas	Raza:	Con/sin cuernos:
		Con cuernos:
		Sin cuernos:

MANEJO

Fecha inicio funcionamiento la explotación:	
Edad a la que se retiran los terneros:	
Vigilancia del ganado (frecuencia-tiempo al día):	
Se compró junto todo el rebaño/ se han introducido animales nuevos en los últimos 5 años (cuándo-cuántos-evolución):	
Manejo del rebaño (si se divide en grupos, se intercambiaban animales entre grupos):	
Estado sanitario, aspecto del rebaño:	Alimentación suplementaria:
Donde duermen los animales:	
Donde se producen los partos (prados-establo con ayuda):	
Métodos de protección (perros, pastor eléctrico, malla cinética,...):	
Otros datos de manejo:	

DEPREDACIÓN (en los últimos años y a lo largo de la historia de la explotación)

Fecha	Animales	Lugar	Detalles
Medidas adoptadas para evitar los ataques:			

EXPLOTACIONES VACUNAS SEMIEXTENSIVAS

Hoja 2

CARACTERÍSTICAS DE LA EXPLOTACIÓN

nº	Sup total (ha):	Sup parc M (ha):	Observaciones:					
	Nº parcelas:	Sup parc m (ha):						
n	UTM_X	UTM_Y	Sup. (ha)	DNHMP max	DNHMP min	DNE max	DNE min	Observaciones
1								
2								

Localización de las parcelas sobre ortofotografías



ANEXO IV. PREPARACIÓN DE MUESTRAS DE PELO PARA SU OBSERVACIÓN AL MICROSCOPIO ELECTRÓNICO DE BARRIDO.

Para las preparaciones de cutícula: 1) Se seleccionaron varios pelos de cada muestra, se les retiró la raíz y la punta y se cortaron en tramos de 2 cm; b) Se fijaron con glutaraldehído al 2,5% en tampón cacodilato 0,1M (pH 7,2) durante una hora; c) Posteriormente se lavaron dos veces con tampón cacodilato, manteniendo el tampón durante un minuto y se postfijaron con tetraóxido de osmio al 2% en tampón cacodilato, introduciéndose los pelos en tubos Ependorf bajo la campana extractora y dejándolos una hora en cámara fría para favorecer la fijación. d) Se realizó una deshidratación en series de etanol (30°, 50°, 75°, 95° y 3 cambios de 100°), dejando la muestra 5 minutos con cada disolución; e) Se colocaron los fragmentos de pelo sobre portaobjetos especiales para SEM, previamente cubiertos por pegatinas de carbón; f) Los portaobjetos se numeraron pegándoles una pegatina en la parte inferior para que no quedase cubierta por el metalizado; g) Finalmente se realizó el punto crítico (EMITECH K85 dryer) según protocolo del propio Laboratorio de Parasitología (IIAA) y se metalizaron con oro paladio en el metalizador (EMITECH K 550).

Para las preparaciones de médula es necesario obtener previamente secciones longitudinales de los pelos: a) Se seleccionaron los pelos más gruesos de la muestra, más fáciles de cortar longitudinalmente, se les retiró la raíz y la punta y se cortaron en tramos de 2 cm; b) Se fijaron con glutaraldehído al 2,5% en tampón cacodilato 0,1M (pH 7,2) durante una hora; c) Posteriormente se extrajo el glutaraldehído con una pipeta y se añadió alcohol de 96° para lavar; d) Se recogieron los pelos con pinzas y se depositaron sobre papel secante; e) Sobre un portaobjetos se pegó cinta adhesiva de dos caras y sobre ésta se depositaron los pelos con ayuda de unas pinzas procurando que se quedaran pegados y para asegurarlos se fijaron los extremos de cada pelo con dos gotas de pegamento (Loctite Súper Glue), dejándose secar (Fig. IV-1); f) Observando estas preparaciones con lupa Nikon SMZ-V a 7,5 aumentos para facilitar la operación, se cortaron con una cuchilla secciones longitudinales de los pelos de forma que seccionasen la médula; e) Las secciones longitudinales obtenidas se depositaron, con pinzas de punta fina, sobre una cinta adhesiva de dos caras pegada sobre un portaobjetos especial para SEM. f) Este portaobjetos se rotuló con los número de las muestras en su parte inferior, procediéndose después a la realización del punto crítico (EMITECH K85 dryer) y al metalizado (EMITECH K 550) para completar las preparaciones.

Resultó difícil conseguir secciones en un plano exactamente longitudinal, obteniéndose mejores resultados realizando cortes oblicuos limpios, que cortes longitudinales en los que se desgarraba la médula. Era importante que las secciones quedasen colocadas sobre los portas con la médula hacia arriba para facilitar la observación mediante SEM. Como esto resultaba difícil, se optó por preparar y depositar en el porta varias secciones (10-20) para que, por lo menos alguna, quedara en la posición adecuada.

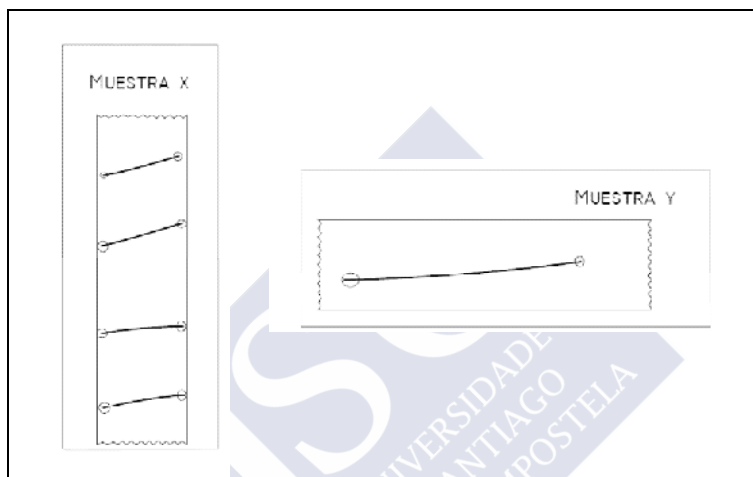


Fig. IV-1. Portaobjetos preparados con pelos dispuestos para efectuar los cortes longitudinales necesarios para la observación de médula con microscópico electrónico de barrido (SEM).

ANEXO V. DIFERENCIAS ENTRE PELOS DE PONI, VACA Y PERRO.

Se empleo una muestra de 155 pelos (poni $n = 100$, vaca $n = 30$, perro $n = 25$) para realizar una descripción macroscópica de los mismos. Las variables analizadas fueron: longitud, grosor a un tercio del extremo apical, color y tipo de pelo. Se evaluó también el grosor del pelo en la zona proximal y en el extremo apical, pero el grosor a un tercio del extremo apical resultó ser la medida que permitió establecer diferencias más claras entre las especies.

Utilizando pelos de la muestra anterior, se realizaron preparaciones según la metodología descrita en el capítulo 4.3.5 para el análisis de la cutícula y de la médula al microscopio óptico y al SEM, con el fin de determinar y describir las características que distinguen los pelos de estas especies.

Tabla V-1. Estadísticos descriptivos de las muestra de pelos de perro, poni y vaca de la colección de referencia.

Especie	Muestra	Grosor (mm)			Longitud (cm)		
		Media	SD	P ₇₅ -P ₂₅	Media	SD	P ₇₅ -P ₂₅
Perro	25	0,06	0,02	0,07-0,04	5,1	1,9	6,5-3,8
Poni	100	0,04	0,02	0,05-0,03	4,4	4,7	3,8-1,5
Vaca	30	0,03	0,01	0,05-0,02	3,1	0,9	4,0-2,3

Los pelos de perro son más gruesos que los de poni y vaca (Tabla V-1; $P < 0,05$) y la variabilidad de grosores es ligeramente superior. La longitud media de los pelos de perro es mayor que la longitud de los de vaca y poni, dando lugar a que el 50% central de las longitudes sea mucho más variable que en las dos especies anteriores (Tabla V-1).

En el caso del poni, mayoritariamente potros de ponis salvajes, el grosor de la mayoría de los pelos presenta una menor variabilidad que en la vaca (Rango intercuartílico P₇₅-P₂₅; Tabla V-1). Pero en esta especie, destaca la presencia de algunos pelos más gruesos (grosor medio = 0,11 mm, grosor máximo = 0,62 mm) y largos (longitud máxima > 6,9 cm) que constituyen valores atípicos (Fig. V-1) y que provocan que el grosor medio de los pelos de poni sea mayor que el de los pelos de vaca y más variable (Tabla V-1). Esto da lugar a diferencias en el grosor entre los pelos de poni y vaca que se aproximan a ser estadísticamente significativas (Mann-

Whitney $U = 1156,000$, $P = 0,053$, $n = 130$). En el poni se ha obtenido una longitud media de los pelos superior a la de la vaca pero muy variable (Tabla V-1) debido a la existencia de esos pelos largos y gruesos que pueden llegar hasta 19,5 cm, mientras que en la vaca la longitud máxima medida fue de 4,6 cm. Sin embargo considerando los percentiles se observa que el 50% central de las longitudes se sitúa en el poni entre 1,5-3,8 cm y en la vaca entre 2,3-4,0 cm (Tabla V-1).

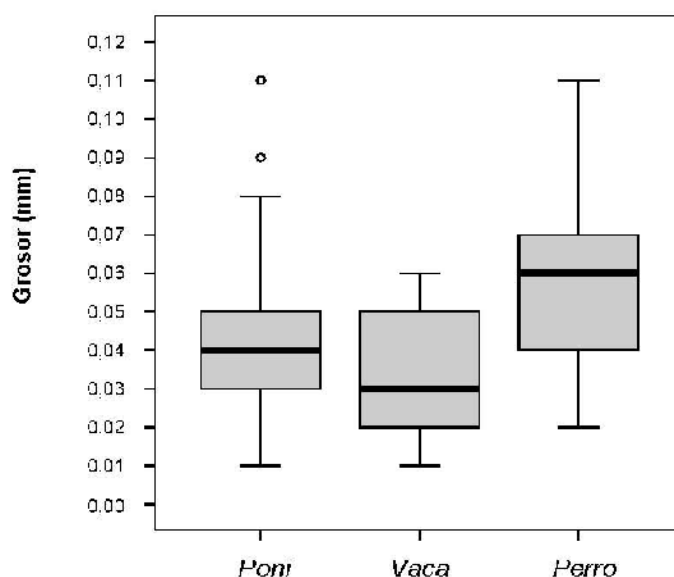


Fig. V-1. Gráfico de cajas y bigotes que muestra las diferencias en los grosores entre algunas especies. Las cajas grises representan el 50% de las observaciones, es decir los valores entre el percentil 75 y el 25.

Los colores son variables en las tres especies. El color del pelaje en perros es muy variable, la colección de referencia incluía pelos blancos (15%), beige (20%) negros (4%), rubios (10%) y bicolors (8%), siendo la presencia de pelos bicolors un rasgo característico de los perros. En los ponis el color es más uniforme debido a que las capas son más uniformes y la presencia de ponis manchados es escasa; los colores más frecuentes en la colección de referencia fueron rubio (38%), negro (23%), castaño (10%), y blanco, marfil o crema (26%) que pueden corresponder a pelos claros que forman el pelaje de los potros color arena. En el caso de la vaca la colección de referencia incluyó pelos castaños (33%), rubios (33%), negros (20%) y blancos (13%).

Las características de la cutícula también permitieron diferenciar estas tres especies. Se ha constatado el valor que los pelos de borra poseen para la identificación de ciertas especies, al encontrarse que la cutícula de la borra de perro presenta siempre un patrón de diamante (Fig. V-2). En los ponis las escamas de la cutícula en la zona distal presentan siempre patrón de onda irregular con bordes quebrados (Fig. V-3a), mientras que en las vacas jóvenes o en pelos no cobreados de vacas adultas el patrón cuticular puede ser de mosaico con el borde de las escamas liso (Fig. V-3b).

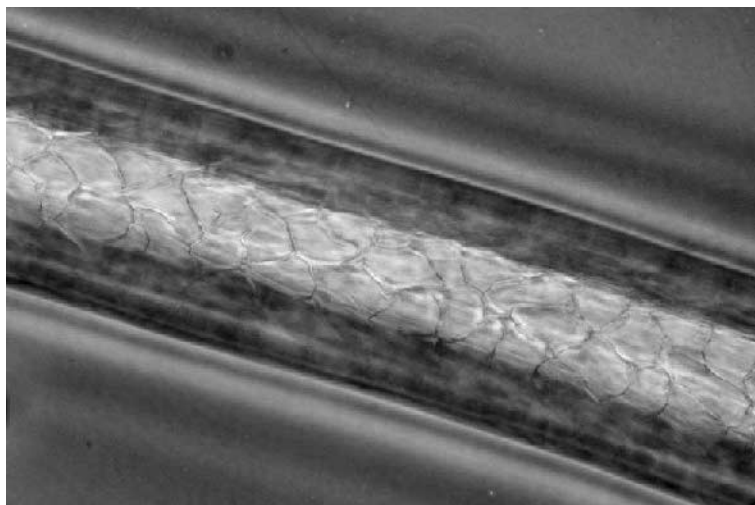


Fig. V-2. Patrón de diamante de las escamas de la cutícula de un pelo de borra de perro.

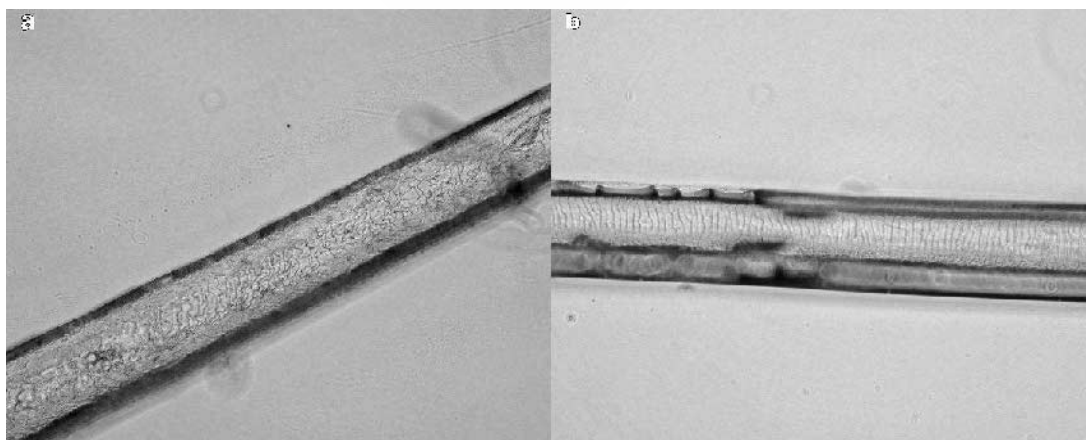


Fig. V-3. Escamas de la cutícula con patrón de onda irregular con borde quebrado en la zona proximal de un pelo de poni (a) y escamas de borde liso formando un patrón de mosaico rectangular en la zona distal de un pelo de ternera (c).

La observación de la cutícula al SEM permitió observar rasgos que también pueden ser detectados al microscopio óptico, aunque es una técnica que proporciona una gran calidad de las imágenes como se puede observar en la figura V-4.

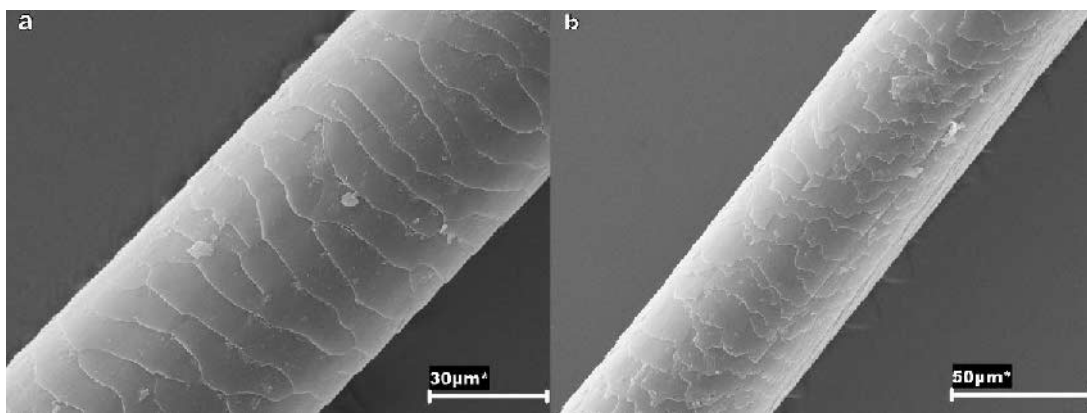


Fig. V-4. Cutícula de pelo de poni observada al microscopio electrónico de barrido (SEM). Escamas de borde liso en la zona proximal (a) y escamas de borde quebrado en la zona distal (b).

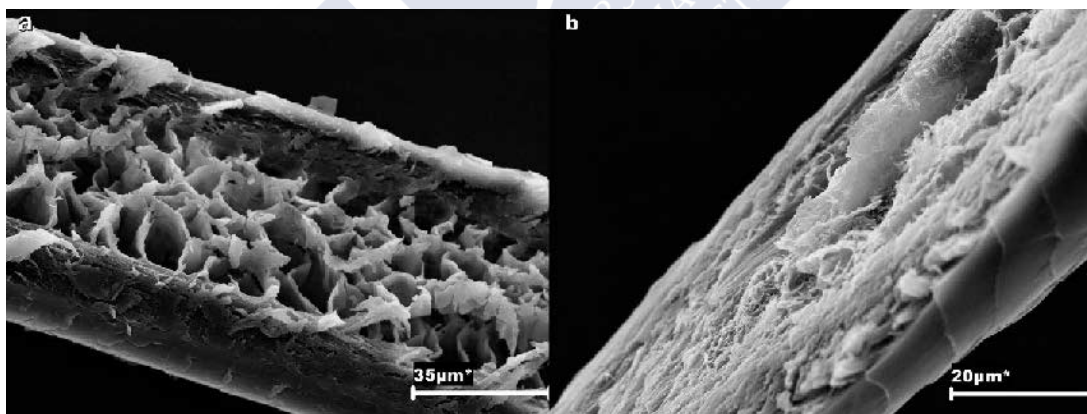


Fig. V-5. Preparaciones de médula de un pelo de poni (a) y de un pelo vaca (c) observadas al SEM. Se aprecian mejor las vesículas de aire en la médula de los pelos de poni que en los de vaca, puesto que en los pelos de vaca, las paredes de las vesículas se desgarran con frecuencia cuando se realiza el corte longitudinal del pelo para la preparación.

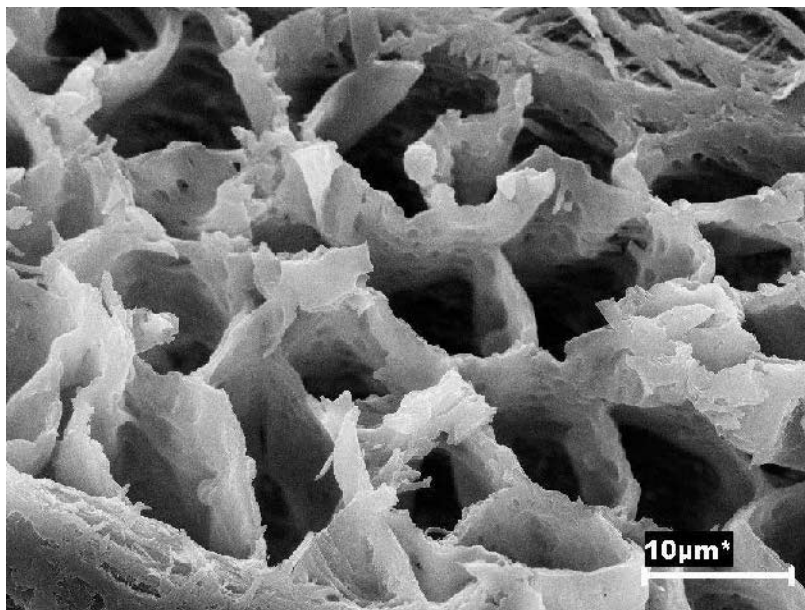


Fig. V-6. Médula de un pelo de poni observado al SEM, en las que se aprecian incisiones circulares en las paredes de las vesículas de aire.

No se ha observado ninguna característica de la médula de estas tres especies que permita su sencilla diferenciación al microscopio óptico. Al SEM se apreció que en las preparaciones de pelos de vaca, las paredes de las vesículas de aire se desgarran y deforman con frecuencia al realizar el corte longitudinal, por lo que no se observan tan bien como las de pelos de poni (Fig. V-5). En las paredes de las vesículas de aire de la médula en los pelos de poni se apreciaron unas incisiones circulares (Fig. V-6) que en la médula de vaca no se observaban. Las diferencias apreciables al SEM entre pelos de poni y vaca son sutiles. Esto, unido a que se trata de una metodología laboriosa, lenta y cara, supone que a día de hoy no resulte eficaz cuando se pretenden identificar muestras numerosas de pelos para descripción de la dieta de cánidos.

ANEXO VI. ATLAS DE CARACTERÍSTICAS DE LOS PELOS DE LAS POTENCIALES ESPECIES PRESA DEL LOBO EN GALICIA.

A continuación se recogen los criterios que se han empleado para la identificación de las potenciales especies presa del lobo en Galicia, tanto basados en la literatura existente (Debrot *et al.* 1982; Faliu *et al.* 1980; Teerink 1991) como en el examen de la colección de referencia que se elaboró con pelos de estas especies (ap. 4.3.3).

Perro (*Canis familiaris*)

CANIDAE

Criterios macroscópicos:

Características de grosor, longitud y color muy variables dependiendo de la raza:

Longitud variable: rango 1,5-8,5 cm.

Grosor variable: rango 0,02-0,11 mm, $P_{25-75} = 0,04-0,07$ mm.

En algunas razas, como pastor alemán son bicolores.

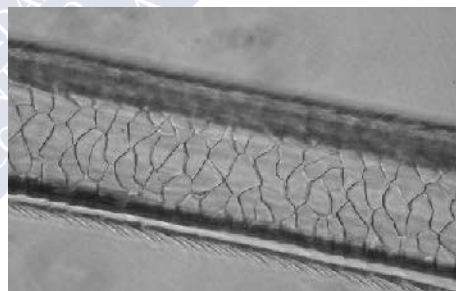
Criterios microscópicos:

Las características de la cutícula varían mucho con la raza. En los pelos cobertores las escamas de la cutícula en la zona proximal suelen tener patrón de mosaico hexagonal tendiendo a diamante (a). En la zona central del pelo las escamas presentan picos y en la zona distal el patrón es de onda irregular con el borde de las escamas quebrado (b).

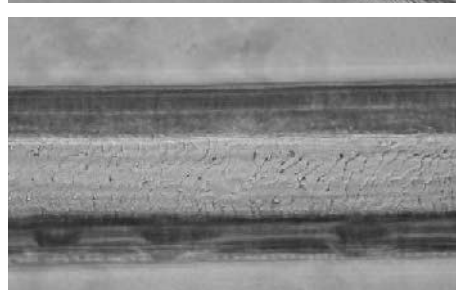
Los pelos de perros de determinadas razas pueden ser difíciles de distinguir de los de vaca o poni, pero es determinante que la borra suele tener patrón de diamante en la zona central del pelo (c).

La médula es amorfa (Petraco y Kubic 2003) y no presenta ninguna característica que la diferencie fácilmente de la de los pelos de poni o vaca.

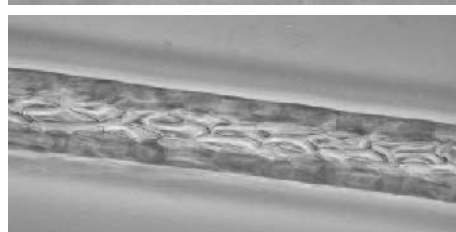
a



b



c



Tejón (*Meles meles*)

MUSTELIDAE

Criterios macroscópicos:

Gruesos: $\leq 0,20$ mm en pelos GH1 y 0,13 mm en GH2 (Teerink 1991)

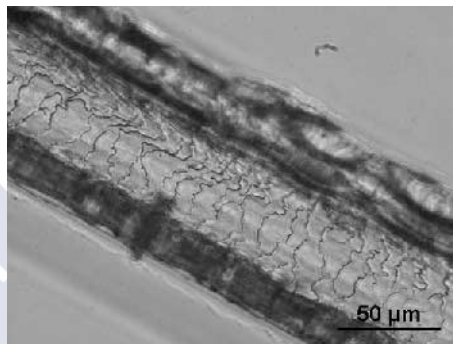
Bandeado generalmente inconfundible: color marfil en la base, banda negra y punta blanca.

Criterios microscópicos:

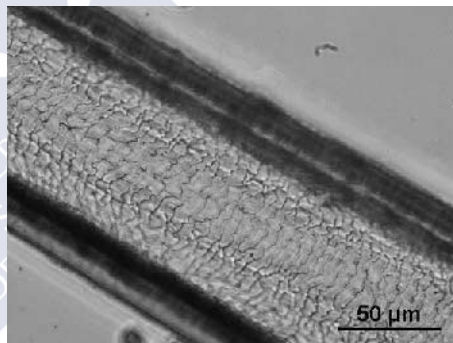
En los pelos cobertores GH1 (según terminología de Teerink 1991) escamas de la cutícula con patrón de onda irregular y bordes quebrados tanto en la zona proximal (a) como distal (b).

En los pelos de borra, escamas de la cutícula con patrón similar a diamante en la zona central del pelo (Teerink 1991); por lo general se aprecia escamas con borde quebrado y patrón de onda irregular (c).

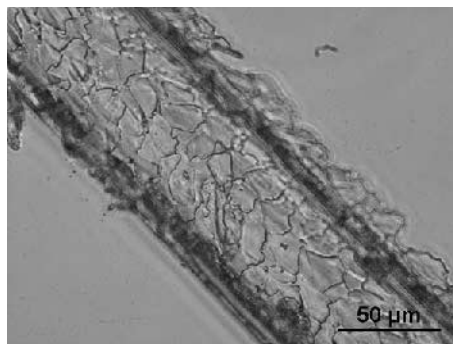
a



b



c



Jabalí (*Sus scrofa*)

SUIDAE

Criterios macroscópicos:

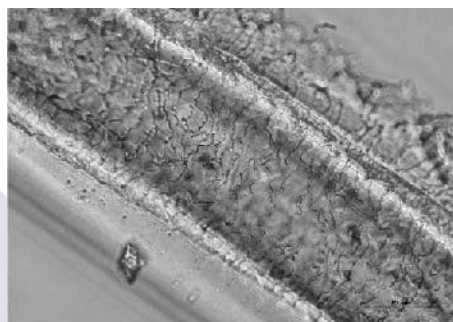
Pelos rectos y rígidos. Generalmente se fracturan en tres en la punta. Suelen presentar partículas de grasa. Color negro, en ocasiones bicolores (marfil y negro), rojizo en los rayones.

Grosor uniforme a lo largo del pelo, de entre 0,08-0,017 mm. Presencia de abundante borra color crema y de pelos más finos.

Criterios microscópicos:

Las escamas de la cutícula presentan estructura de mosaico de onda irregular y el borde fuertemente quebrado en todo el pelo. En ocasiones la preparación se ve mal debido a los restos de grasa.

La médula es amorfa (Teerink 1991) y fragmentada (Clement *et al.* 1980).

**Cerdo (*Sus domestica*)**

SUIDAE

Criterios macroscópicos:

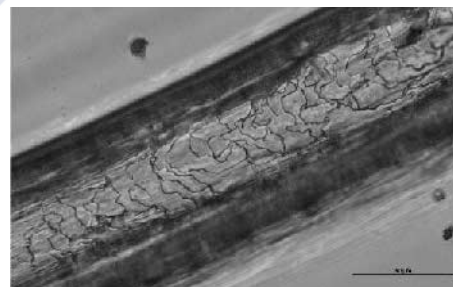
Pelos rectos o ligeramente curvados. La mayoría de las muestras son monocromas, color marfil. Las cerdas suelen estar enteras, presentando raíz y punta. En el extremo distal en ocasiones se fracturan en tres (como sucede en jabalí). Normalmente se observan corpúsculos de grasa. El grosor oscila entre 0,08 y 0,14 mm, aunque puede haber pelos más finos.

Criterios microscópicos:

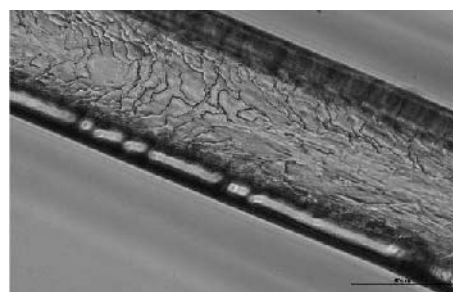
Las escamas de la cutícula en la zona proximal (a) y en la zona distal (b) del pelo presentan estructura de mosaico de onda irregular y el borde fuertemente quebrado, con las escamas especialmente estrechas en la zona distal.

En ocasiones la preparación se ve mal debido a los restos de grasa.

a



b



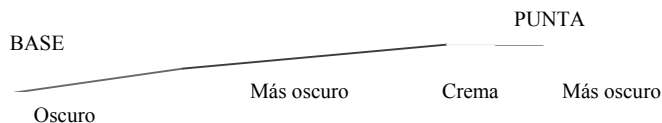
Corzo (*Capreolus capreolus*)

CERVIDAE

Criterios macroscópicos:

Pelos mayoritariamente rizados y quebradizos. Suelen estar parcialmente digeridos, faltándoles la médula, y rotos. En ocasiones se separa la medula de la cutícula en el lavado. Flotan en el agua.

En general son bicolores con una banda crema antes de la punta, la cual es más oscura. Algunos son monócromos (negro o crema).



Grosor en torno a los 0,02 mm.

Criterios microscópicos:

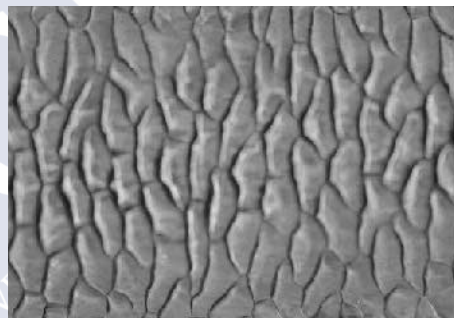
Las escamas de la cutícula en la zona proximal presentan patrón de mosaico hexagonal y bordes lisos, presentándose varias líneas de escamas transversalmente (a).

Las escamas de la punta (b) son iguales que las de la base en la mayoría de los pelos, aunque según Teerink (1991) son dentadas.

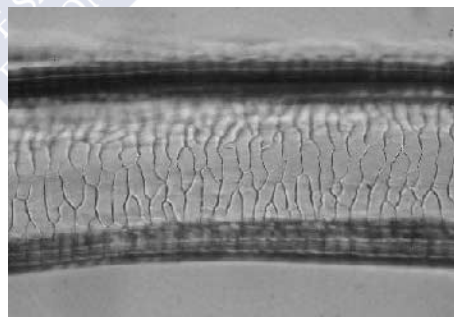
Médula de estructura tabicada que se observa perfectamente en las preparaciones realizadas con el método de Crocker (Fig. 37., ap. 4.3.5).

Sección ovalada (Teerink 1991).

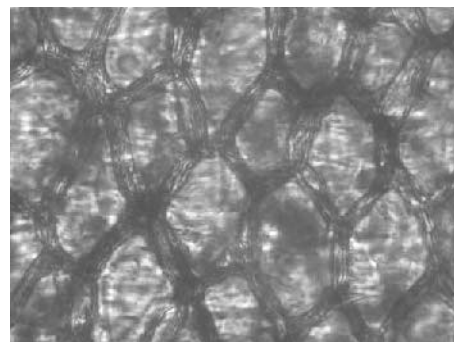
a



b



c



Ciervo (*Cervus elaphus*)**CERVIDAE*****Criterios macroscópicos:***

Pelos quebradizos. Su coloración varía según la estación. En verano los cobertores generalmente son de apariencia rojiza pero con distintos tonos: castaños en la base, oscureciéndose hacia la mitad del pelo, con banda rojiza en el escudo y oscuros en la punta. En invierno los cobertores son grises en la base, oscureciéndose hacia la mitad del pelo, con una banda rojiza en el escudo y la punta negra. También aparecen pelos totalmente blancos.

Los pelos denominados GH1 según la nomenclatura de Teerink (1991) se distinguen bien de los de corzo por su gran longitud (en torno a 10 cm).

Los pelos GH1A (Teerink 1991) son más pequeños y pueden ser confundidos con los de corzo por su tamaño similar (en torno a 4-5 cm). Sin embargo se distinguen bien de estos por su sección muy plana. Esta característica se pone de manifiesto con gran evidencia al hacer las preparaciones.

Criterios microscópicos:

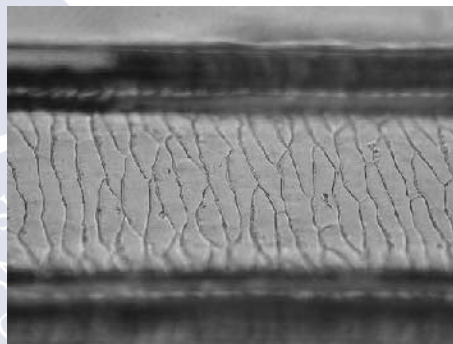
Las escamas de la cutícula en la zona proximal presentan patrón de mosaico hexagonal, bordes lisos y se presentan en varias líneas de escamas transversalmente (a).

Las escamas de la zona distal presentan el mismo patrón (b) pero el borde puede ser quebrado. Según Teerink (1996) varían desde borde liso a muy quebrado.

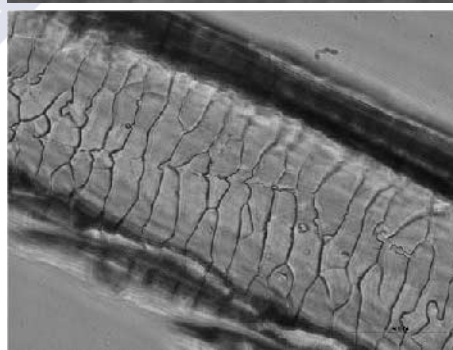
Sección oval en pelos cobertores y plana en los pelos GH1 (Teerink 1991).

Médula tabicada que se observa perfectamente en las preparaciones realizadas con el método de Crocker (ap. 4.3.5)

a



b



Cabra (*Capra hircus*)

BOVIDAE

Criterios macroscópicos:

Pelos largos, rectos, lisos en la base y rizados en la punta. Se oscurecen ligeramente hacia la punta.

Ligeramente más gruesos que los de la vaca (0,04-0,05 mm), aunque los del vientre tienen grosores parecidos (0,04-0,05 mm).

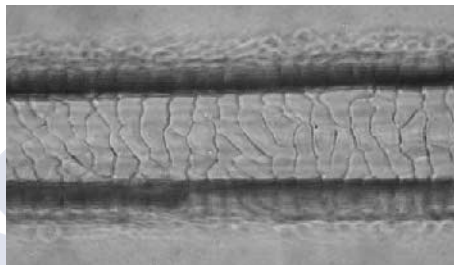
Criterios microscópicos:

Las escamas de la cutícula en la zona proximal presentan patrón de mosaico hexagonal. Son más parecidas a las de los cérvidos que las escamas de poni o vaca.

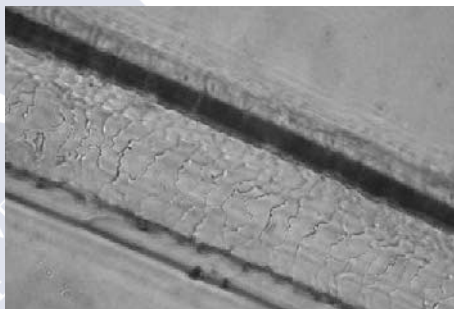
El borde de las escamas es liso en la zona proximal (a) y muy quebrado en la zona distal (b).

Médula tabicada según Petraco y Kubic (2003) pero no se ha apreciado en las preparaciones.

a



b



Oveja (*Ovis aries*)

BOVIDAE

Criterios macroscópicos:

La lana generalmente resulta inconfundible, pero cuando la muestra es escasa puede resultar más difícil identificarla. En ocasiones aparecen entre la lana unos pelos más gruesos, rizaditos y cortos que pueden ser blancos o marrón oscuro y recuerdan a pelo de corzo.

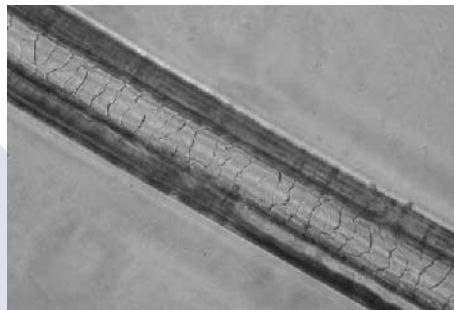
Grosor en torno a 0,03 mm en la lana más lacia y en torno a 0,01 mm en la lana típica.

Criterios microscópicos:

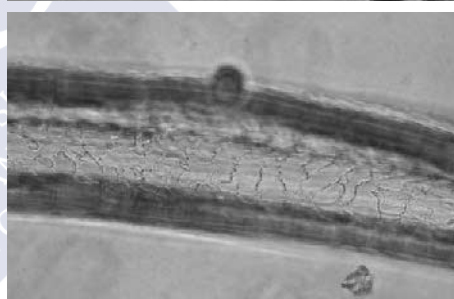
En la lana las escamas de la cutícula en la zona proximal se organizan de forma irregular. El borde de las escamas es liso en la zona proximal (a) y quebrado en la zona distal (b). Tanto en la base como en la punta hay una sola fila de escamas transversalmente.

Médula amorfa (Petraco y Kubic 2003), difícil de distinguir en las preparaciones realizadas según el método de Crocker (ap. 4.3.5).

a



b



Vaca – ternera (*Bos taurus*)

BOVIDAE

Criterios macroscópicos:

Pelos rectos y rizados, suelen aparecer enteros en la muestra.

El color castaño claro o rubio es característico, pero también pueden ser negros, blancos y castaños.

Longitud: entre 1,5 y 4,8 cm ($P_{25-75}=2,25-4,0$ cm). Se pueden distinguir dos tipos de pelos: de longitud entre 1,5-3,0; y de longitud en torno a 4,0-4,5 cm. Probablemente los segundos sean cobertores GH2 según la terminología de Teerink (1991).

Grosor entre 0,01 y 0,06 mm ($P_{25-75}=0,02-0,05$ mm). La mayoría de los pelos tienen un grosor más variable que los pelos de poni (si no se consideran las crines).

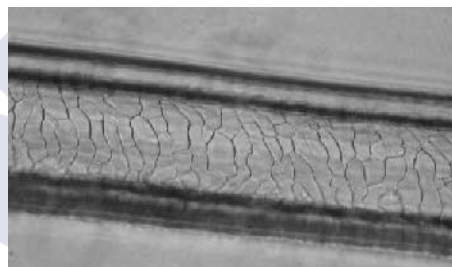
Criterios microscópicos:

Escamas de la cutícula en la zona proximal dispuestas en patrón de mosaico hexagonal, inclinadas con respecto a la perpendicular del eje del pelo, con formas suaves y borde liso (a, b).

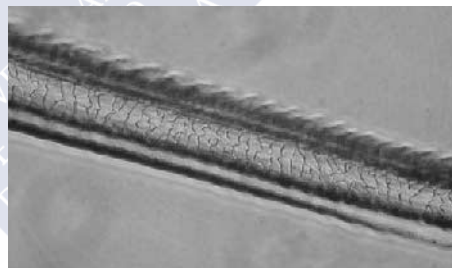
En la zona proximal las escamas pueden tener el borde quebrado (c) o liso (d). En los pelos de terneras (grosor 0,02-0,03 mm) los bordes de las escamas en la zona distal son lisos (d), lo mismo se puede decir de los pelos no cobertores (grosor 0,01-0,02 mm) de vacas adultas. Sin embargo en pelos cobertores de vacas adultas los bordes de las escamas de la zona distal son de forma dentada más que quebrada (c). Parece que con borde nunca tan quebrado como las de los perros, ni se disponen tan cercanas.

Médula amorfa (Petraco y Kubic 2003), difícil de distinguir en las preparaciones realizadas según el método de Crocker (ap. 4.3.5).

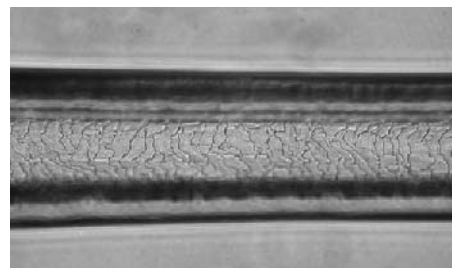
a



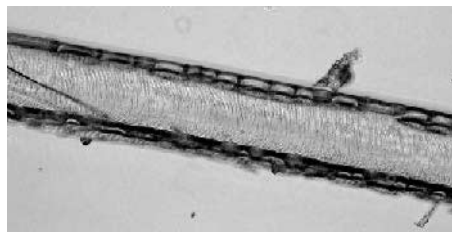
b



c



d



Poni (*Equus ferus atlanticus*)**EQUIDAE*****Criterios macroscópicos:***

Pelos rectos con ligeras ondulaciones, quebradizos, en ocasiones aparecen en fragmentos. Monocromos de color negro, castaño o rubio (alguna vez en crines de adultos puede aparecer alguno con tendencia bicolor).

La longitud oscila entre 0,5 y 6,8 cm ($P_{25-75} = 1,5-4,8$ cm). Pero con frecuencia aparecen valores atípicos ($>6,9$ cm) correspondientes a las crines.

El grosor de la mayoría de los pelos (P_{25-75}) es de 0,03-0,05 mm, pero oscilan entre 0,01-0,11 mm. Aparecen valores atípicos ($>0,08$ mm) correspondientes a crines.

Los pelos de las patas parecen más gruesos (0,07 mm en adultos y 0,04 mm en potros) que los del resto del cuerpo (0,03 mm), si no tenemos en cuenta las crines. Generalmente son pelos cortos, $<1,5$ cm en potros, y en torno a 2,5 cm en adultos

Criterios microscópicos:

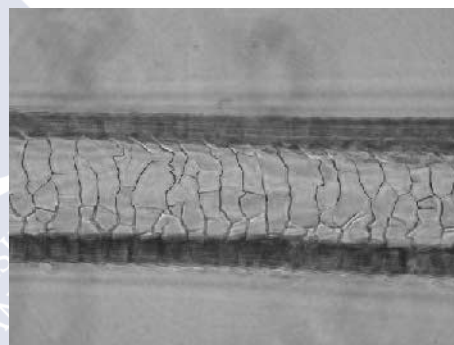
*Presentan un gran parecido con las muestras de vaca pero se pueden llegar a distinguir por algunas diferencias sutiles.

Las escamas de la cutícula en la zona proximal presentan patrón de mosaico con las escamas perpendiculares al eje del pelo y bordes lisos aunque angulosos (a) y patrón de onda irregular y borde siempre quebrado en la zona distal (b). En la zona distal nunca aparecen escamas redondeadas y de borde liso como en las terneras, ni bordes tan quebrados como las de los perros.

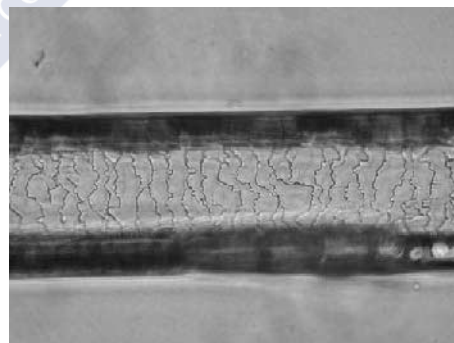
En la zona proximal y hacia la mitad del pelo las escamas tienden a ser rectangulares y tienen los bordes angulosos.

Médula amorfa (Petraco y Kubic 2003), difícil de distinguir en las preparaciones según el método de Crocker (ap. 4.3.5).

a



b

**Burro (*Equus asinus*)****EQUIDAE**

No diferenciados de los de poni en las características de cutícula y médula. Pelos rectos, que aparecen enteros, de longitud entre 3,0 y 4,5 cm ($P_{25-75}=3,0-4,0$) y grosor entre 0,01-0,03 mm ($P_{25-75}=0,02-0,3$).

Conejo (*Oryctolagus cuniculus*)

LEPORIDAE

Criterios macroscópicos:

Pelo muy fino, sobre todo en la base (0,013-0,015 según Teerink 1991), ensanchándose hacia la punta. Cada pelo cobertor va acompañado de mucha borra en la base, lo cual se aprecia bien en el lavado. En el conejo de monte pelo pardo, con bandas y base gris. En los domésticos puede ser el mismo color que los de monte, gris o blanco.

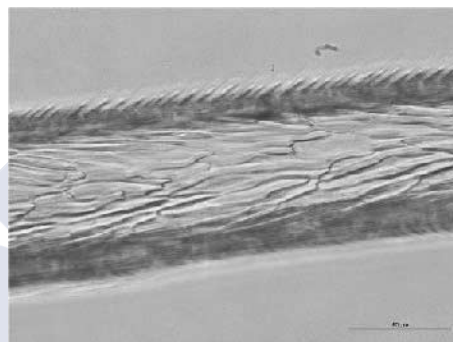
Criterios microscópicos:

Patrón de las escamas de la cutícula de espiga en la zona proximal (a), en la zona del escudo patrón de mosaico con escamas de borde redondeado y liso (b), en la punta de los pelos cobertores suele aparecer patrón de onda irregular con bordes quebrados (c), que no se aprecia en los pelos de liebre.

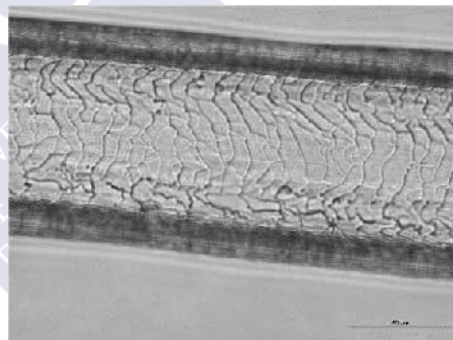
Médula multicelular de fácil observación incluso con lupa (ap. 4.3.4).

Sección con forma de campana (Teerink 1991).

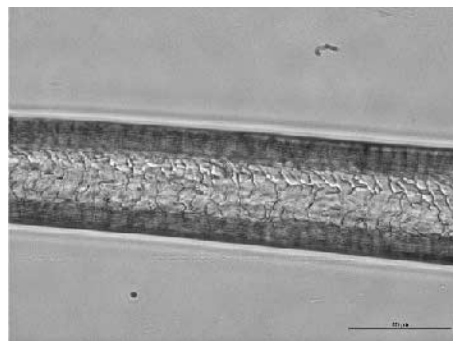
a



b



c



Liebre (*Lepus granatensis*)**LEPORIDAE*****Criterios macroscópicos:***

Pelo muy fino (grosor medio = 0,01 mm, rango = 0,00-0,03 mm). Presentan una curvatura en la base.

Bicolores: canela y negro, con un bandeado característico: punta negra, banda canela en el escudo, banda negra a continuación y base blanca, como aparece en la figura siguiente.

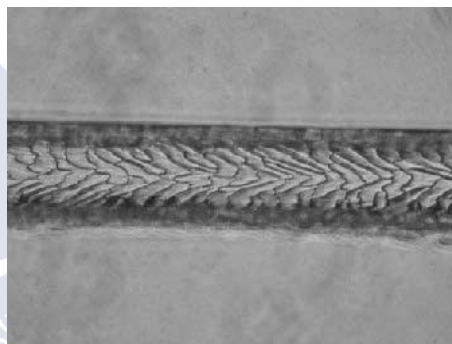


Patrón de las escamas de la cutícula de espiga en la zona proximal (a) y de mosaico ordenado con borde liso en el extremo de la zona distal (b).

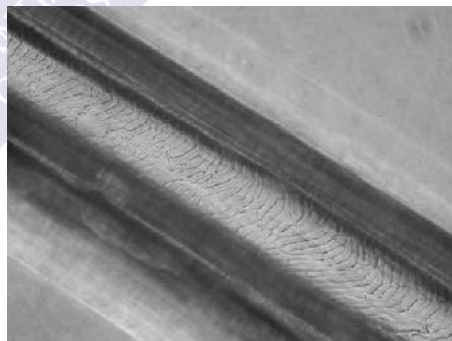
Médula multicelular (c) de fácil observación incluso a la lupa (Capítulo 4.3.4).

Sección en forma de campana (Teerink 1991).

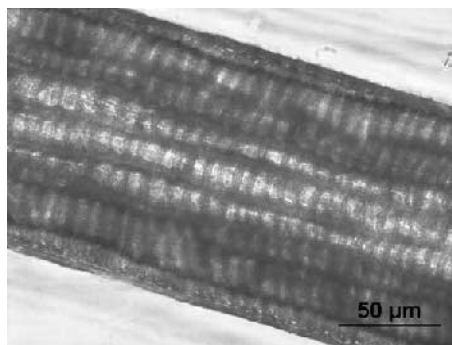
a



b



c



ANEXO VII. ÉXITO REPRODUCTOR DE LAS YEGUAS

Tabla VII-1. Éxito reproductor de las 52 yeguas de Uceira y Campelo de las que estudiamos la supervivencia de sus potros durante todo el periodo de estudio: **partos** es el número total de partos en las tres temporadas reproductoras (2006 a 2008); **I. partos** es el índice promedio interanual de partos, **I. sup** el índice de supervivencia calculado como potros supervivientes entre nacidos; **I. éxito** el índice de éxito reproductor que representa el número de potros al año que fue capaz de sacar adelante cada yegua y se ha calculado como el índice de partos por el índice de supervivencia.

n	ID	Partos	I. partos	I. sup.	I. éxito
1	U01	3	1,00	0,33	0,33
2	U03	2	0,67	1,00	0,67
3	U04	3	1,00	1,00	1,00
4	U06	1	0,33	1,00	0,33
5	U11	3	1,00	0,33	0,33
6	U13	2	0,67	0,50	0,33
7	U15	0	0,00	-	0,00
8	U16	2	0,67	0,50	0,33
9	U18	3	1,00	0,33	0,33
10	U19	1	0,33	1,00	0,33
11	U20	2	0,67	0,50	0,33
12	U21	1	0,33	1,00	0,33
13	U22	2	0,67	0,50	0,33
14	U26	1	0,33	0,00	0,00
15	C02	1	0,33	0,00	0,00
16	C03	3	1,00	0,33	0,33
17	C05	0	0,00	-	0,00
18	C07	2	0,67	0,00	0,00
19	C09	2	0,67	0,50	0,33
20	C10	3	1,00	0,00	0,00
21	C11	2	0,67	0,50	0,33
22	C12	3	1,00	0,33	0,33
23	C17	3	1,00	0,33	0,33
24	C18	3	1,00	0,00	0,00
25	C19	2	0,67	0,50	0,33
26	C20	3	1,00	0,33	0,33

n	ID	Partos	I. partos	I. sup.	I. éxito
27	C22	2	0,67	0,50	0,33
28	C23	3	1,00	0,00	0,00
29	C24	2	0,67	0,00	0,00
30	C27	1	0,33	1,00	0,33
31	C28	1	0,33	1,00	0,33
32	C29	3	1,00	0,33	0,33
33	C30	0	0,00	-	0,00
34	C31	1	0,33	1,00	0,33
35	C32	2	0,67	0,50	0,33
36	C33	3	1,00	0,67	0,67
37	C34	2	0,67	0,00	0,00
38	C36	1	0,33	0,00	0,00
39	C40	0	0,00	-	0,00
40	C41	3	1,00	0,33	0,33
41	C42	3	1,00	1,00	1,00
42	C43	2	1,00	0,67	0,67
43	C45	3	1,00	0,33	0,33
44	C46	3	1,00	0,67	0,67
45	C47	1	0,33	0,00	0,00
46	C48	3	1,00	0,67	0,67
47	C49	3	1,00	0,00	0,00
48	C50	2	0,67	1,00	0,67
49	C51	2	0,67	0,00	0,00
50	C54	3	1,00	0,00	0,00
51	C56	1	0,33	0,00	0,00
52	C58	3	1,00	0,67	0,67

ANEXO VIII. VARIABLES SOCIALES DE LOS PONIS DEL MONTE CAMPELO

Tabla VIII-1. Valores de las variables sociales para cada poni del Monte Campelo: **Man origen** es la manada a la que pertenecía la yegua en 2006, **Man** se refiere a aquella con la que pasó la mayor parte del periodo de estudio, **SRI medio** es el *índice de asociación medio*, **SRI máximo** es el *índice de asociación máximo*, **ΣSRI** es la *suma de índices de asociación*, **TTG** es el *tamaño típico del grupo*, **SRI M** es el *índice de asociación con el macho* de la manada, **SRI max*TTG** es el producto del índice de asociación máximo por el tamaño típico del grupo. Marcadas en gris las 38 yeguas de las que analizamos la influencia de las variables sociales en su éxito reproductor (ap. 4.4.7).

Poni	Man origen	Man	SRI medio	SRI máximo	ΣSRI	TTG	SRI M
1	P	P	0,12	0,68	7,52	8,52	0,26
2	P	F	0,16	0,45	9,36	10,36	0,38
3	P	P	0,14	0,75	8,55	9,55	0,29
4	P	A	0,10	0,54	6,38	7,38	0,12
5	P	A	0,11	0,31	7,08	8,08	0,21
7	P	P	0,14	0,67	8,61	9,61	0,67
9	P	A	0,15	0,40	9,20	10,20	0,22
10	P	F	0,16	0,39	9,48	10,48	0,28
11	P	A	0,16	0,56	9,54	10,54	0,40
12	P	P	0,13	0,89	8,03	9,03	0,43
17	F	F	0,08	0,38	5,07	6,07	0,32
18	F	F	0,15	0,66	8,71	9,71	0,66
19	P	P	0,13	0,45	8,08	9,08	0,18
20	F	F	0,14	0,61	8,40	9,40	0,61
21	F	F	0,15	0,69	9,21	10,21	0,64
22	F	F	0,17	0,83	10,25	11,25	0,83
23	F	F	0,11	0,45	7,02	8,02	0,45
24	A	A	0,11	0,45	6,93	7,93	0,40
26	A	A	0,11	0,51	6,85	7,85	0,39
27	A	A	0,15	0,82	8,87	9,87	0,53
28	F	F	0,18	0,75	10,33	11,33	0,75
29	P	P	0,15	0,89	8,93	9,93	0,42
30	P	A	0,16	0,54	9,47	10,47	0,50
31	P	P	0,12	0,39	7,48	8,48	0,30
32	P	P	0,14	0,63	8,53	9,53	0,38
33	A	A	0,14	0,68	8,67	9,67	0,58
34	P	F	0,19	0,55	11,07	12,07	0,55
35	P	P	0,13	0,63	7,77	8,77	0,33
36	P	A	0,14	0,54	8,60	9,60	0,22
37	F	F	0,02	0,19	2,29	3,29	0,08
38	F	F	0,17	0,78	9,93	10,93	0,76
40	F	F	0,05	0,25	3,83	4,83	0,19
41	P	P	0,15	0,60	8,84	9,84	0,28
42	A	A	0,15	0,68	9,07	10,07	0,58
43	A	A	0,15	0,82	8,75	9,75	0,51
44	P	P	0,07	0,23	4,61	5,61	0,14
45	A	A	0,15	0,70	8,89	9,89	0,59
46	P	P	0,17	0,44	10,16	11,16	0,31
47	P	A	0,18	0,56	10,69	11,69	0,47
48	P	P	0,14	0,63	8,56	9,56	0,30
49	A	A	0,13	0,63	8,09	9,09	0,53
50	A	A	0,12	0,54	7,54	8,54	0,44
51	A	A	0,15	0,63	9,15	10,15	0,54
53	F	F	0,16	0,80	9,55	10,55	0,72
54	A	A	0,15	0,61	9,07	10,07	0,57
55	F	F	0,08	0,45	5,29	6,29	0,37
56	P	P	0,17	0,73	10,11	11,11	0,28
58	P	P	0,16	0,75	9,25	10,25	0,31
59	F	F	0,18	0,80	10,34	11,34	0,76
77	P	F	0,15	0,45	8,82	9,82	0,25
78	P	P	0,09	0,54	5,68	6,68	0,54
100 (m)	A	A	0,16	0,59	9,30	10,30	0,00
200 (m)	F	F	0,18	0,83	10,56	11,56	0,02
300 (m)	P	P	0,14	0,67	8,31	9,31	0,02



10. ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	43	Tabla 30	166
Tabla 2	48	Tabla 31	168
Tabla 3	52	Tabla 32	170
Tabla 4	60	Tabla 33	171
Tabla 5	65	Tabla 34	179
Tabla 6	71	Tabla 35	185
Tabla 7	75	Tabla 36	192
Tabla 8	76	Tabla 37	194
Tabla 9	81	Tabla 38	196
Tabla 10	83	Tabla 39	199
Tabla 11	84	Tabla 40	200
Tabla 12	90	Tabla 41	201
Tabla 13	99	Tabla 42	203
Tabla 14	99	Tabla 43	205
Tabla 15	100	Tabla 44	207
Tabla 16	103	Tabla 45	209
Tabla 17	105	Tabla 46	211
Tabla 18	110	Tabla 47	212
Tabla 19	123	Tabla 48	213
Tabla 20	125	Tabla 49	216
Tabla 21	126	Tabla 50	216
Tabla 22	127	Tabla 51	221
Tabla 23	128	Tabla 52	223
Tabla 24	133	Tabla 53	224
Tabla 25	137	Tabla 54	227
Tabla 26	143	Tabla 55	228
Tabla 27	148	Tabla 56	232
Tabla 28	156	Tabla 57	235
Tabla 29	157	Tabla 58	236

Tabla 59	242	Tabla 71	304
Tabla 60	242	Tabla 72	308
Tabla 61	243	Tabla 73	321
Tabla 62	243	Tabla 74	325
Tabla 63	246	Tabla 75	340
Tabla 64	260	Tabla 76	369
Tabla 65	261	Tabla I-1	424
Tabla 66	262	Tabla II-1	430
Tabla 67	263	Tabla V-1	436
Tabla 69	273	Tabla VII-1	452
Tabla 70	275	Tabla VIII-1	453



11. ÍNDICE DE FIGURAS

Fig.1	8	Fig.30	106
Fig.2	16	Fig.31	107
Fig.3	21	Fig.32	109
Fig.4	31	Fig.33	110
Fig.5	44	Fig.34	112
Fig.6	46	Fig.35	113
Fig.7	47	Fig.36	117
Fig.8	51	Fig.37	118
Fig.9	53	Fig.38	150
Fig.10	55	Fig.39	152
Fig.11	57	Fig.40	159
Fig.12	59	Fig.41	162
Fig.13	61	Fig.42	163
Fig.14	62	Fig.43	164
Fig.15	64	Fig.44	165
Fig.16	67	Fig.45	167
Fig.17	72	Fig.46	168
Fig.18	80	Fig.47	169
Fig.19	86	Fig.48	172
Fig.20	88	Fig.49	173
Fig.21	89	Fig.50	174
Fig.22	92	Fig.51	176
Fig.23	94	Fig.52	178
Fig.24	95	Fig.53	180
Fig.25	96	Fig.54	180
Fig.26	97	Fig.55	182
Fig.27	98	Fig.56	182
Fig.28	102	Fig.57	184
Fig.29	104	Fig.58	186

Fig.59	189	Fig.90	248
Fig.60	190	Fig.91	249
Fig.61	193	Fig.92	252
Fig.62	197	Fig.93	253
Fig.63	202	Fig.94	254
Fig.64	204	Fig.95	255
Fig.65	205	Fig.96	257
Fig.66	206	Fig.97	257
Fig.67	207	Fig.98	258
Fig.68	209	Fig.99	259
Fig.69	212	Fig.100	262
Fig.70	214	Fig.101	264
Fig.71	215	Fig.102	265
Fig.72	217	Fig.103	266
Fig.73	218	Fig.104	267
Fig.74	219	Fig.105	267
Fig.75	220	Fig.106	268
Fig.76	222	Fig.107	274
Fig.77	225	Fig.108	274
Fig.78	228	Fig.109	315
Fig.79	229	Fig.110	337
Fig.80	229	Fig.111	355
Fig.81	230	Fig.112	378
Fig.82	231	Fig.IV-1	435
Fig.83	233	Fig.V-1	437
Fig.84	234	Fig.V-2	438
Fig.85	236	Fig.V-3	438
Fig.86	237	Fig.V-4	439
Fig.87	238	Fig.V-5	439
Fig.88	239	Fig.V-6	440
Fig.89	240			